

行政院環境保護署

104 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

現地底泥整治技術研發— 磁性活性炭吸附移除、電磁感熱玻璃化與 粒徑分離技術研究

期末報告(定稿)

主辦單位： 行政院環境保護署
專案執行單位：國立中興大學／環境工程學系
專案主持人：張書奇副教授
專案執行期間：103 年 12 月 01 日起至
104 年 11 月 30 日止

中華民國 104 年 11 月 印製

專案基本資料表

專案性質		☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質		專案類別(單選)		☒ 研究專案 ☐ 模場試驗		
研究主題		☐ 調查 ☐ 整治 ☐ 評估 ☒ 底泥						
申請機構系所		國立中興大學環境工程學系						
機構地址		台中市南區國光路 250 號環工系 513 室						
計畫主持人		張 書 奇		職等／職稱		副 教 授		
協同主持人		余 光 昌 蔡 利 局		職等／職稱		教 授 副 教 授		
專案 名稱	中文	現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究						
	英文	Technology development for in situ sediment remediation – adsorptive removal by magnetic activated carbon, vitrification by induction heating, and particle size fractionation						
	關鍵字	底泥、污染整治、磁性活性碳、現地玻璃化、膠凝過濾法						
執行期程		自 民 國 1 0 3 年 1 2 月 0 1 日 起 至 民 國 1 0 4 年 1 1 月 3 0 日 止						
計畫主持人		姓名：張書奇		E-mail： shuchichang@nchu.esu.tw		專線：04-2280441#513 手機：0963439170		
專任助理		姓名：江蓬鈺		E-mail： breeze-yu@livemail.tw		專線：04-22840441#507 手機：0972601923		
經費 分析 表		專 案 預 估 經 費		金 額		編列說明		
		1.	人事費用		379,551		(1~5 項相加之 50%為限)	
		2.	貴重儀器使用含維護費		0		(與計畫實驗相關)	
		3.	消耗性器材與主要費用		650,000		(與計畫主體相關)	
		4.	其它研究相關費用		36,250		(差旅與租賃費用)	
		5.	雜項費用		61,472		(1~6 項相加之 5%為限)	
		6.	行政管理費		112,727		(1~5 項相加之 10%為限)	
				專案計畫申請總金額		1,240,000		

專案主持人（簽名及蓋章）：_____ 日期：104 年 11 月 20 日

行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會
土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案
104 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：104 年 05 月 25 日

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質	專案類別(單選)	☒ 研究專案 ☐ 模場試驗
研究主題	☐ 調查 ☐ 整治 ☐ 評估 ☒ 底泥		
申請機構系所	國立中興大學 環境工程學系	計畫主持人	張書奇
專案名稱	現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☐ 期中 ☒ 期末		

二、成果績效自評

「計畫總預估數」應與計畫審查核定值相符，請執行單位依實際達成之量化成果填寫於「結案達成數」欄位中。

(一) 學術面

項目 \ 目標達成程度			申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或 學術產出發表日期、 發表處、發表名稱、 影響指數等)
A 學術 產出 及活 動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文	1	0	1	100%	進行中，預計 11 月底完成。
		(2)研討會論文	2	0	2	100%	2 篇已接受，於 11 月 13-14 日之環工年會發表。
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	2	0	1	50%	已完成 1 篇投稿，第 2 篇撰寫中，預計 11 月底前達成 100%。
		(2)研討會論文	0	0	0	--	
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告	0	0	0	--	
		(2)研究報告	1	0	1	100%	完成技術報告 1 項。
	4.專著 (本數)		0	0	0	--	
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	0	0	0	--	
		(2)成果發表會	0	0	0	--	
		(3)論壇	0	0	0	--	
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術	3	0	3	100%	已完成 3 項技術研發
		(2)技術平台	0	0	0	--	
B 人才 培育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	2	2	2	100%	陳鴻偉、陳冠宇
		(2)博士	0	0	0	--	
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊	0	0	0	--	
		(2)跨國團隊	0	0	0	--	
		(3)跨機構團隊	0	0	0	--	
		(4)形成研究中心	0	0	0	--	
		(5)形成實驗室	0	0	0	--	
9.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					

(二) 產業面

項目 \ 目標達成程度				申請 預估 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或 專利、技術轉移相關 詳細資料)
A 智慧 財產 權	1.專利 (件數)	已 核 准	發明	0	0	0	--	
			新型/設計	0	0	0	--	
			合計	0	0	0	--	
		申 請 中	發明	2	0	0	100%	進行中，預計 2015 年 11 月底前完成申請。
			新型/設計	0	0	0	--	
			合計	2	0	0	100%	進行中，預計 2015 年 11 月底前完成申請。
B 研 發 技 術 轉 移	2.先期技術 成果移轉	件數		0	0	0	--	
		授權金(仟元)		0	0	0	--	
		衍生利益金(仟元)		0	0	0	--	
	3.技術移轉 (專利)	件數		0	0	0	--	
		授權金(仟元)		0	0	0	--	
		衍生利益金 (仟元)		0	0	0	--	
	4.技術移轉 (應用技 術)	件數		1	0	0	0%	進行中，預計 2016 年 5 月前完成。
		授權金(仟元)		0	0	0	--	授權金數額無法預 估。
		衍生利益金(仟元)		0	0	0	--	
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)		3	0	3	100%	3 項技術 know-how 均 已掌握，已可進行移 轉。
		(2)品種/系(件數)		0	0	0	--	
6.其他指標 (請自行命名)		(請自填)						

(三) 政策面

項目 \ 目標達成程度			申請預 估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或 其他詳細資料)
A 服務 便民	1.技術服務	次數	0	0	0	--	
		收入(仟元)	0	0	0	--	
	2.諮詢服務	次數	0	0	0	--	
		收入(仟元)	0	0	0	--	
B 支 援 合 作	3.協助政府 制定 (件數)	(1)政策	0	0	0	--	
		(2)法規	0	0	0	--	
		(3)規範	0	0	0	--	
		(4)標準	0	0	0	--	
4.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					

三、請依學術成就、技術創新、經濟效益、社會影響等方面，評估研究成果對現況或本署之學術或應用價值。（簡述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性，500字為限）

本計畫目前初步成果可顯示三項發展中技術均可行，磁性活性碳在重金屬吸附符合擬二階動力方程式，顯示吸附速率對待吸附物質之濃度非常敏感，值得進一步探討；電磁感應加熱可達 1450°C，且八種重金屬除原始底泥未檢出之鎘與汞之外，其他重金屬穩定化之安定率達 97.0 至 100.0%，具有極高之現地應用可行性；改良式凝膠過濾之凝膠已完成初步發展，證明可以針對底泥粒徑進行分離。本計畫三項技術均屬目前產業界需要且尚未見於文獻發表之新技術，在技術創新與學術上均有一定價值，由於三項技術主要訴求都是針對局部高污染區塊或是小粒徑底泥進行現地整治或是分離，比目前大量使用之浚渫法(dredging)更具成本效益及杜絕二次污染之優勢並且較適合本土底泥污染與水文地質條件，可供環保署技術發展與行政決策之參考，並建議應持續發展底泥污染整治技術並鼓勵模場試驗，以保持我國土壤、地下水與底泥整治技術領先優勢。本計畫成果預計完成 2 項專利申請，可為我國底泥整治產業奠定厚實技術基礎。

「104 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

■修正計畫書 □期中報告
□期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	104 年度	專案類型	☒ 研究計畫 ☐ 模場試驗	
計畫主持人	張書奇	研究類別	☐ 調查 ☐ 整治 ☐ 評估 ☒ 底泥	
計畫名稱	現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究			
專案連絡人	江蓬鈺	連絡專線	04-22840441#507	
政策性審查意見		計畫單位回覆		
1. 本計畫核定期間若未超過當年度 12 月 1 日，則不得編列專任助理年終獎金。		遵照辦理，已修正。		
2. 差旅費編列備註金額錯誤；大眾運輸工具請依車輛種類分項列支；同性質項目（雜費）勿重覆編列。		遵照辦理，已修正。		
3. 依中華民國 103 年 7 月 7 日修正之國內出差旅費報支要點第五項規定「駕駛自用汽（機）車出差者，其交通費得按同路段公民營客運汽車最高等級之票價報支。但不得另行報支油料、過路（橋）、停車等費用；如發生事故，不得以公款支付修理費用及對第三者之損害賠償。」		遵照辦理。		
4. 依本專案 104 年度計畫徵求書之申請經費編列基準第五項規定「參加與投稿研討會等不予以補助」。		遵照辦理，已刪除。		
5. 資料儲存裝置、光碟片非本署補助項目，原則不得編列。		遵照辦理，已刪除。		
6. 「雜項費用」項下之項目名稱不得以「雜支」編列，請詳述項目名稱。		遵照辦理，已修正。		
7. 總金額加總計算錯誤。		遵照辦理，已修正。		
技術性審查意見		計畫單位回覆		
委員 1				
1. 研究題目請明確化，只稱「新穎」之底泥整治技術開發，何謂「新穎」？無法由題目得知。		1. 謝謝委員指教，已將計畫名稱修正為「現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究」。		
2. 所擬研究「新穎」之底泥整治技術，是否有未來實際應用之可行性，應先行評估，才能支持本計畫之實用性。		2. 謝謝委員指教，實際應用可行性部分將於實驗中使用現地底泥進行測試（第 1 及第 2 項技術使用二仁溪底泥、第 3 項技術使		
3. 所提「新穎」之方法應和目前常用之處				

理方法做一比較，才能支持所提「新穎」之技術值得開發。	用安順廠海水池底泥進行測試)，磁性活性碳會進行回收率測試，可確保現地施行可行性；現地玻璃化也將加入封閉真空乾燥測試以確定可達後續玻璃化之乾燥程度；現地粒徑分離已獲得安順廠海水池底泥，在現地施行可行性應較無問題，技術完成後將移轉廠商直接試用。 3. 謝謝委員指教，現行方法與本研究方法之比較如表 2 所示，請參閱修正計畫書第 15 頁。
委員 2	
1. 本計畫研發磁性活性碳複合材與其吸附特性研究，並提出電磁感應加熱進行底泥玻璃化之現址固化技術研發並探討固化後之副產物與污染物之毒性溶出特性測定，亦將利用改良式凝膠過濾法針對現地底泥表面之微小顆粒進行現地分選去除技術研發。 2. 主持人曾參與土壤及地下水相關整治計畫，包括科技部及其他政府部門計畫，其經驗可勝任本計畫之執行。 3. 本專案具創新性，對未來底泥污染整治工作之執行應有貢獻。	1. 謝謝委員肯定。 2. 謝謝委員肯定。 3. 謝謝委員肯定。
委員 3	
1. 本案擬研發三項技術應用於底泥之整治，(1) 為磁性活性碳 (2) 電磁感應加熱玻璃化 (3) 為改良式凝膠過濾法，(1)、(3) 應屬底泥中污染物之吸附與分選，較值探討。(2) 係為加熱玻璃化探討，假設無水情境與實況差異大，在無機污染物之應用性。 2. 有關 (1)、(3) 項技術之磁性活性碳，及改良式凝膠過濾法之研究，有助於底泥中污染物之去除與分離。 3. 研究人力費及耗材費偏高。	1. 現地玻璃化也將加入封閉真空乾燥測試以確定可達後續玻璃化之乾燥程度，請參閱修正後計畫書第 24 頁。 2. 謝謝委員肯定。 3. 遵照辦理，已將研究人力費由原編列之 652,565 元下修至 379,551 元，耗材費由原編列之 800,000 元下修至 650,000 元。
委員 4	
1. 擬提出底泥污染三項新穎技術研發，其中僅磁性活性碳已有美國人申請專利，其他	1. 謝謝委員肯定。 2. 謝謝委員指教，針對二仁溪底底泥將選用

尚無，值得研究。 2. 計畫主持人對二仁溪底泥污染物已很熟悉，宜選特定地區且不同濃度的污染物，好好進行三技術之 Lab 試驗。 3. 計畫書內容詳細，研究方法與步驟確實可行，建議朝研究結果可直接施用於二仁溪現地之考量。	至少三處不同性質底泥進行測試。 3. 謝謝委員肯定與指教，所有研究成果將以現地應用為前提進行研發。
委員 5	
【委員迴避審查不提供意見】	
綜合性審查意見	計畫單位回覆
原則同意所送計畫，請依審查意見提送修正計畫書。	遵照辦理。

(空白頁)

「104 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

■修正計畫書 □期中報告

□期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	104 年度	專案類型	■ 研究計畫 □ 模場試驗	
計畫主持人	張書奇	研究類別	□ 調查 □ 整治 □ 評估 ■ 底泥	
計畫名稱	現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究			
專案連絡人	陳姿文	連絡專線	04-22840441#507	
政策性審查意見		計畫單位回覆		
技術性審查意見		計畫單位回覆		
綜合性審查意見		計畫單位回覆		
委員複審意見		計畫單位回覆		
實場應用條件宜在期末時多加說明。		感謝委員指教，遵照辦理。		
本署複審意見		計畫單位回覆		
1. 經費編列表格請依規定格式排版。		感謝委員指教，遵照辦理。		
2. 〔人事費用〕項下專任助理說明欄與編列之月數不符。		感謝委員指教，遵照辦理。		
3. 〔其他研究相關費用〕項下差旅費中膳雜費項目名稱有誤，且說明欄與編列數量不符；租賃費說明欄與編列之數量不符。		感謝委員指教，遵照辦理。		
4. 〔雜項費用〕項下之成果發表相關費用部份項目與其他重覆編列。		感謝委員指教，遵照辦理。		
5. 依中華民國 103 年 7 月 7 日修正之「國內出差旅費報支要點」第五點規定，駕駛自用汽（機）車出差者，其交通費得按同路段公民營客運汽車最高等級之票價報支，但不得另行報支油料、過路（橋）、停車等費用。		感謝委員指教，遵照辦理。		

(空白頁)

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究及模場試驗專案」

期中報告初審意見對照表

計畫年度	104 年度	計畫類型	☒ 研究計畫 ☐ 現地試驗
計畫類別	☐ 調查 ☐ 整治復育 ☐ 評估 ☒ 底泥		主持人：張書奇 NO：11
計畫名稱	現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一 1. 除以重金屬或有機化合物之水溶液進行磁性活性碳移除污染物之測試外，也應以底泥來做測試。 2. 移除污染物除以移除率表示外，建議也能將移除後殘存於底泥之絕對量，是否可符合底泥污染物管制限值之法規標準來考量。 3. 現地玻璃化處理底泥，高溫下污染底泥揮發出來之有機化合物應加以量測，並設計污染氣體處理之方法。		委員一 1. 謝謝委員指教，本計畫在第二階段也將進行實際底泥測試。 2. 謝謝委員指教，已經修改表 11，增列一欄位顯示是否符合法規標準（請參見第 45-46 頁）。 3. 謝謝委員指教，第二階段試驗將進行玻璃化過程中空氣污染物採樣檢測分析，將視氣體採樣分析結果進行尾氣處理設計，並於期末報告中提出。	
委員二 1. 本計畫針對底泥有機質中之重金屬與有機污染物進行磁性活性碳吸附與回收、針對局部高污染成分底泥進行現地玻璃化、針對容易懸浮之微小顆粒底泥則以改良式凝膠過濾法進行去除。主要成果符合計畫書之內容，目前進度並無落後情形。 2. 本報告文獻收集及相關資料收集完整，成果具創新性。 3. 建議後續工作可補充如何進行實場應用。 4. 建議針對操作成本進行評估，並和目前常用之方法進行比較。 5. 可說明本研究其實用性和應用價值。		委員二 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 謝謝委員指教，目前本計畫內容為可行性實驗，實場應用進行方式將於期末報告中提出並且嘗試提出後續計畫繼續進行研究。 4. 謝謝委員指教，操作成本評估部分將於真實底泥樣品測試完成與較佳參數確認後進行評估並於期末報告中提出。 5. 謝謝委員指教，本研究之實用性和應用價值將於期末報告中進行綜整報告，簡單之實務應用已於修訂稿中加強說明，請參見第 49-50 頁。	
委員四 1. 確實已依計畫項目執行。		委員四 1. 感謝委員肯定。	

2. 提出的 3 項技術研發初步結果均可行，且有現地應用之可行性。 3. 已提出研究建議與後續行建議。 委員五 1. 執行現況、流程及方法的說明具體詳盡。 2. 計畫後續執行工作項目及內容已於 5.6 節簡要說明。 3. 計畫執行進度與預定進度相符，已有初步的成果。 4. 本計畫成果的實務應用性為何？（建議說明是 in situ 或是其他的操作型態？或是...？建議討論。） 5. 如何操？何種型態的污染可能適用本法？所需配合的條件為何？ 6. 單位成本建議評估。 本署意見 請檢附缺失項目自評表。	2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。 委員五 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。 4. 謝謝委員指教，本計畫成果之實務應用性相當高，其中第一項磁性活性碳與第三項改良式凝膠均為新材料，完成研發後可直接商品化販售並移轉相關操作條件即可；第二項之玻璃化技術則尚須研發水下氣密之真空乾燥組件、特製之隔熱電磁感應線圈與尾氣收集處理裝置結合等，將繼續申請計畫進行研發。三項技術均為現地（in situ）處理應用形式，已在結果討論之最後一段加強說明實務應用性（請參閱第 49-50 頁），並將於數據收集更加完整後，於期末報告中詳述之。 5. 謝謝委員指教，操作方式之說明、適用污染型態與現地所需配合的條件已在結果討論之最後一段加強說明實務應用性（請參閱第 49-50 頁）將於數據收集更加完整時，於期末報告中詳述之。 6. 謝謝委員指教，單位成本評估將於真實底泥樣品測試完成與較佳參數確認後進行評估並於期末報告中提出。 本署意見 遵照辦理。
---	--

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究及模場試驗專案」

期末報告初審意見對照表

計畫年度	104 年度	計畫類型	☒ 研究計畫 ☐ 現地試驗
計畫類別	☐ 調查 ☐ 整治復育 ☐ 評估 ☒ 底泥		主持人：張書奇 NO：11
計畫名稱	現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一 1. 磁性活性碳對於八種重金屬的吸附，為何只吸附砷和汞？而不能吸附其他六種重金屬？磁性活性碳吸附移除並不適用於二仁溪之重金屬汙染底泥（所含重金屬主要不是含 As 和 Hg）請強調之。 2. 玻璃化之底泥毒性溶出試驗，（表 11，圖 2.7）其單位應是 mg/L，而非 mg/kg，請修正。另玻璃化之底泥和底泥品質標準來比較，並不適合。玻璃化之底泥應只要不屬於有害事業廢棄物即可，請釐清以免造成混淆。		委員一 1. 謝謝委員指教，經再次審視資料得知本研究磁性活性碳對鉛也具有相當良好之吸附去除率，且同樣較符合擬二階動力模式，在 0.050 mg/L、0.10 mg/L 與 1.0 mg/L 下，其 R ² 分別為 0.9864、0.9997 與 0.9972。對其他重金屬之吸附較差之原因可能是在競爭情況下較不易吸附於活性碳表面。 2. 謝謝委員指教，已經修改表 11 與圖 27，並於報告之第 39-40 頁之敘述進行修正。	
委員二 1. 本計畫針對底泥中之重金屬與有機污染物進行磁性活性碳吸附與回收、針對局部高污染成分底泥進行現地玻璃化、針對容易懸浮之微小顆粒底泥則以改良式凝膠過濾法進行去除。 2. 報告撰寫詳實完整，文獻收集及相關資料收集非常齊全，討論亦相當精闢，執行成效佳。此外，成果具實場之應用價值。		委員二 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。	
委員三（未參與審查作業）		委員三（未參與審查作業）	
委員四 1. 期末報告格式均依規定撰寫，符合規定。 2. 研究項目及進度符合計畫內容，已達到計畫目標。 3. 初步成果已達預期。磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術等 3 項技術均可行。		委員四 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。	

4. 未來可依初步成果應用於污染實場之操作試驗之可行性。

委員五

1. 已提出專利申請。
2. 國外的經驗與研究顯示玻璃化的成本極高，因此，有其較適合的適用對象，一般的底泥採此方式的實際可行性為何？
3. 單位成本？
4. 若有可能應用(?)，建議說明應用本成果的程序與適用條件。
5. 計畫執行進度與預定進度相符
6. 進度並無落後
7. 執行現況、研究流程及方法說明具體
8. 本研究屬於初期研究階段，研究內容&討論與建議仍屬初期的討論，就研究成果的實務應用性而言，仍未具有實務可行性。本報告宜有較具體的實務應用的說明。

本署意見
無意見。

4. 感謝委員肯定，此三項技術均有應用於實場之可能，但第一項技術在大量生產上必須有外界廠商合作，否則不易完成重量達公斤級以上產量之製備；第二項技術的確可以立刻進行現地模場試驗，但必須先解決現場供電之電源(已經評估租用發電機及租用貨櫃屋)以及在潮濕環境中架設較高電壓與較大電流線路之安全性問題(目前使用電壓為380 Volt、電流為65A)，原本希望在105年度提出現址玻璃化之模場試驗，但因以上問題未能釐清而改提其他技術進行研發；第三項技術也是囿於產量難以提升，必須有商願意協助生產方能進行現地模場試驗。

委員五

1. 感謝委員肯定。
2. 感謝委員指教，一般玻璃化技術是將底泥挖出後之中間處理技術，且必須達到每日數十噸以上之處理量才能壓低成本，本研究之玻璃化技術以現場處理為主要訴求，可節省 dredging 相關費用及避免污染擴散。
3. 感謝委員指教，單位成本已加強說明於第63頁。
4. 感謝委員指教，已加強說明於第61-62頁。
5. 感謝委員肯定。
6. 感謝委員肯定。
7. 感謝委員肯定。
8. 謝謝委員指教，實務應用已加強說明於第61-63頁。

本署意見
感謝委員肯定。

行政院環境保護署計畫成果中英文摘要（簡要版）

一、中文計畫名稱：

現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究

二、英文計畫名稱：

Technology development for in situ sediment remediation – adsorptive removal by magnetic activated carbon, vitrification by induction heating, and particle size fractionation

三、計畫編號：

No.11

四、執行單位：

國立中興大學環境工程學系

五、計畫主持人（包括共同主持人）：

張書奇、余光昌、蔡利局

六、執行開始時間：

103/12/01

七、執行結束時間：

104/11/30

八、報告完成日期：

104/11/23

九、報告總頁數：

70

十、使用語文：

中文

十一、報告電子檔名稱：

EPA104v36.DOC

十二、報告電子檔格式：

Microsoft WORD 2010

十三、中文摘要關鍵詞：

底泥、污染整治、磁性活性碳、現址玻璃化、膠凝過濾法。

十四、英文摘要關鍵詞：

Sediments; Remediation; Magnetic activated carbon; in-situ vitrification; Gel filtration.

十五、中文摘要（約三百至五百字）

台灣地區之底泥污染情況相當嚴重，多項有機污染物與重金屬污染濃度在全世界之監測濃度均名列前茅。針對污染物分布之差異性，本計畫將針對底泥中之重金屬與有機污染物進行磁性活性碳吸附與回收、針對局部高污染成分底泥進行現址玻璃化、針對容易懸浮之微小顆粒底泥則以改良式凝膠過濾法進行去除。現行活性碳添加法因活性碳本身具有漂浮性而可輕易遷移到較低污染或是無污染之底泥區域而釋放出污染物導致污染範圍擴大，故研發磁性活性碳複合材（magnetic activated carbon composite）於完成污染物吸附平衡後立即回收；局部高污染區塊之現址玻璃化（*in situ* vitrification）技術係針對表層底泥污染物固定提出一快速電磁感應加熱進行底泥現址玻璃化技術研發；現行浚渫法（dredging）往往將具高污染濃度之微小底泥顆粒再懸浮於水相中，沉降後導致表層底泥仍具有高濃度污染而無法達成整治目標，本計畫將利用改良式凝膠過濾法進行現地底泥表層微小顆粒之現地分選（*in situ* fractionation）。目前計畫依預定進度執行，三項技術研發均已顯現成效，磁性活性碳經證實對砷及汞重金屬具有良好吸附效果且遵循擬二階動力方程式，添加於底泥後之較佳回收時間為 1 至 4 小時之間，Aroclor1254 之最佳去除率可達 81.9%。電磁感應加熱玻璃化之重金屬可固定 97.0-100.0%之重金屬，1400°C 下直接玻璃化法經測試三處之底泥均能達到標準，進一步改良添加玻璃砂方法可將溫度進一步降至

1000°C，經測試三處底泥，也均能達到標準。改良之凝膠已可初步分離粒徑不同之底泥顆粒，對最小粒徑範圍(2.0 μm)去除率約 56%，尚未達到理想目標。本計畫已經完成可提供我國底泥整治產業三項新技術，並已完成 1 篇 SCI 論文論文投稿，二項專利申請中。

十六、英文摘要：

Sediment contamination in Taiwan is an imperative environmental problem. Concentration levels of some organic pollutants and heavy metals are ranked at the front all over the world. Aimed at this uneven distribution of contaminants in sediment, this project will focus on development of three different strategic technologies, i.e., magnetic activated carbon (MAC) for organic contaminant removal, in-situ rapid vitrification for highly contaminated sediment, and modified gel filtration for in-situ fine particle fractionation. Up to now, all three technologies has shown good results. Magnetic activated carbon showed good removal on mercury and arsenic and their adsorption followed pseudo- second order kinetics. The better recovery time interval after MAC addition is between one and four hours and the highest removal of Aroclor1254 was 81.9%. Induction heating showed very good confinement of heacy metals up to 97.0-100.0% stabilization of tested eight heavy metals and have tested on sediment from three samling sites and all passed the regulated limits. A new vitrification method was successfully developed and now vitrifying sediment at 1000°C is feasible. This method has been applied to the sediments from three sampling site and showed all passed the regulated limits. Refined gels can successfully separate the sediment particles into two differnet groups but the efficiency need to be further improved. Up to now, all have been implemented and one SCI paper is submitted and two invention patents are filing application. The proposed three new technologies are proved to be feasible as in situ remediation options.

(空白頁)

.

目 次

報告大綱

第一章. 前言	1
第二章. 研究目的	5
第三章. 文獻探討	9
第四章. 研究方法與過程	19
4.1. 底泥物理化學分析	19
4.2. 磁性活性碳技術研發	23
4.3. 快速電磁感應加熱玻璃化技術研發	25
4.4. 改良凝膠過濾法技術研發	28
4.5. 成果發表與報告撰寫	30
4.6. 工作進度與甘特圖	31
第五章. 結果與討論	35
5.1. 底泥樣品分析	35
5.2. 磁性活性碳技術研發	38
5.3. 快速電磁感應加熱玻璃化	46
5.4. 改良凝膠過濾法	57
5.5. 本研究所研發技術之實用性與應用價值	60
5.6. 現地底泥玻璃化之成本估計	63
5.7. 結論	63
5.8. 主要建議意見及未來或後續執行建議	65
參考文獻	

圖 次

圖1.	有機污染物於底泥有機質與含碳地質吸附劑間之關係示意圖-----	4
圖2.	目前國際所使用之主要底泥整治工法-----	10
圖3.	活性碳添加對於底棲生物之影響-----	13
圖4.	本實驗室目前實驗用之電磁感應加熱線路示意圖-----	15
圖5.	凝膠過濾層析法之示意圖-----	15
圖6.	已經商品化之凝膠所示用分離之分子量範圍-----	16
圖7.	以溶膠凝膠法製備之複合吸附材-----	17
圖8.	底泥採樣位置圖-----	20
圖9.	奈米氧化鐵之 TEM 影像圖-----	23
圖10.	二仁溪底泥粒徑分析結果-----	25
圖11.	聚乙烯醇凝膠乾燥後之表面孔隙-----	30
圖12.	掃描式顯微鏡下之奈米氧化鐵之影像-----	38
圖13.	掃描式顯微鏡下之磁性活性碳之影像-----	39
圖14.	磁性活性碳進行 EDS 元素測定之結果-----	39
圖15.	磁性活性碳對 1.0 mg/L 之八種重金屬吸附效果-----	40
圖16.	磁性活性碳對 0.1 mg/L 之八種重金屬吸附效果-----	41
圖17.	磁性活性碳對 0.05 mg/L 之八種重金屬吸附效果-----	41
圖18.	砷與汞之擬二階動力方程式模擬圖-----	42
圖19.	磁性活性碳對 Aroclor 1254 之去除率-----	43
圖20.	第5組實驗之磁性活性碳對 Aroclor 1254 之去除率-----	44
圖21.	第8組實驗之磁性活性碳對 Aroclor 1254 之去除率-----	44
圖22.	在 500℃ 下底泥玻璃化成品-----	46
圖23.	在 1100℃ 下底泥玻璃化成品-----	46
圖24.	加熱時間與溫度關係-----	48
圖25.	電磁感應加熱玻璃化之前中後情況-----	49
圖26.	玻璃化冷卻後之底泥-----	49
圖27.	經玻璃化之底泥毒性溶出實驗結果-----	49
圖28.	高溫爐加熱至 1000℃ 之底泥玻璃化情形-----	50
圖29.	不同乾燥方法之比較-----	51

圖30. 現場玻璃化實驗時採集空氣污染物之裝置圖-----	52
圖31. 現場玻璃化尾氣污染防治設備流程示意圖-----	53
圖32. 四種不同之表面孔洞尺寸之改良凝膠材料-----	58
圖33. 凝膠過濾測試結果-----	58
圖34. 底泥凝膠過濾測試裝置-----	60
圖35. 底泥凝膠過濾測試結果-----	60
圖36. 磁性活性碳之實務應用方式-----	62

表 次

表1.	目前國際底泥整治方法在台灣之適用性評價-----	10
表2.	本計畫研發技術與既有技術之差異-----	17
表3.	多氯聯苯萃取條件-----	22
表4.	不同玻璃成分與加熱情況對現址玻璃化之適用性-----	26
表5.	本計畫之甘特圖與查核點-----	32
表6.	底泥中各項污染物之檢測方法-----	36
表7.	多環芳香烴檢測結果-----	37
表8.	重金屬檢測結果-----	37
表9.	磁性活性碳對砷與汞模擬之決定係數(R^2)結果-----	40
表10.	磁性活性碳之田口方法試驗條件-----	43
表11.	經玻璃化之底泥毒性溶出實驗結果-----	50
表12.	不同含水率之底泥經玻璃化毒性溶出實驗結果（單位：mg/kg）-----	52
表13.	在 1400°C 下玻璃化之田口方法試驗條件-----	54
表14.	中溫玻璃砂添加玻璃化之田口方法試驗條件-----	54
表15.	低溫玻璃砂添加玻璃化之田口方法試驗條件-----	55
表16.	在 1400°C 下進行底泥玻璃化結果-----	55
表17.	在 1400°C 下進行底泥玻璃化與法規下限值比較結果-----	55
表18.	添加中溫玻璃砂進行底泥玻璃化結果-----	56
表19.	添加中溫玻璃砂進行底泥玻璃化與法規下限值比較結果-----	56
表20.	添加低溫玻璃砂進行底泥玻璃化結果-----	56
表21.	添加低溫玻璃砂進行底泥玻璃化與法規下限值比較結果-----	57
表22.	現址底泥玻璃化單位處理成本估算-----	62
表23.	立即可行建議意見及未來或後續執行建議-----	64
表24.	中長程建議意見及未來或後續執行建議-----	64

附 錄 次

附錄一 二仁溪底泥中 16 種 PAHs 與 8 種重金屬之檢測原始資料

附錄二 磁性活性碳吸附後重金屬檢測之原始數據

附錄三 底泥玻璃化溶出實驗後重金屬檢測之原始數據

附錄四 本計畫之品保品管作業程序

(空白頁)

.

報告大綱

本報告為執行行政院環境保護署「104 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」項下「現地底泥整治技術研發－磁性活性碳吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究」之期中報告，本報告以下分為計畫成果摘要與計畫報告本文兩大部分。計畫報告本文下分五章說明，即前言、研究目的、文獻探討、研究方法與過程、結果與討論；於第五章之後為參考文獻與附錄；附錄之後為附件專案成果績效自評表。

(空白頁)

第一章 前言

章節摘要：本章主要針對計畫之背景進行說明，共分為河川底泥重要性、研發技術原因、計畫主要方法與計畫經費期程進行簡要說明。

河川底泥在地球生態系中扮演重要功能，如促進河川自淨功能、提供浮游生物與底棲生物棲地、作為魚類覓食與繁衍場所以及涉水禽類覓食地等。一旦遭受持久性有機污染物（persistent organic pollutants, POPs）與重金屬之污染，污染物將可循食物鏈進入動植物體及人體內，造成生態系損害與人體健康危害。我國河川底泥之污染由於 1970 至 1980 年代工業迅速發展，但環保法規尚未齊備，多種污染物經由未處理之廢水直接排入河川中，部分污染物則是因行水區作為臨時廢棄物掩埋場而進入河川中，這些污染物質中有許多是比重較重且溶解度低之非水相液體與有害重金屬，可持久地存在於河川、湖泊與水庫之底泥中，經大雨沖刷揚起後流入中下游與河口處，豐富之浮游生物聚集覓食，這些污染物經由食物鏈之營養層次傳遞，造成迴游生物與養殖魚貝類暴露於高濃度 POPs 與重金屬之底泥與水體中，其中具有生物累積性質之污染物，則經由食物鏈，最終造成人體健康風險與生態系之毒害。

台灣地區之底泥污染情況相當嚴重，多項有機污染物與重金屬污染濃度在全世界之監測濃度均名列前茅，如中國石油化學工業開發(股)公司台南安順場址海水池底泥中之戴奧辛、五氯酚與汞以及二仁溪底泥中之多氯聯苯、多溴聯苯醚、多環芳香烴類、聯苯二甲酸酯類塑化劑以及重金屬等。依本計畫研究團隊底泥研究與國際底泥相關文獻發現，有機污染物多與底泥中有機質結合，而重金屬污染物則可能與有機質與底泥中不同礦物成分形成鍵結，且絕大部分污染物是附著於較小粒徑之底泥顆粒。為有效解決以上底泥污染問題，本專案計畫「現地底泥整治技術研發—磁性活性炭吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究」（以下簡稱本計畫）有三大主軸，即(1)改善目前活性炭添加整治底泥污染之缺失、(2)針對底泥局部高污染區塊進行快速現地玻璃化之可行性研究以及(3)因應浚漂法造成高污染程度細顆粒底泥再懸浮難以去除之困境，進行現地改良式凝膠過濾去除之技術研發。2014 年 5

月間，行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會邀請美國馬里蘭大學 Ghosh 教授來台介紹污染底泥中添加活性碳進行底泥整治之技術，其技術重點在於有效吸附主要疏水性有機污染物(hydrophobic organic compounds, HOCs)並降低其生物可及性(bioavailability)，其簡報中詳細說明底泥中較高階之生物體內並無明顯之污染物累積情形，在吞食已吸附污染物之活性碳後其體內濃度仍未明顯上升，甚至可能下降。但詳究其整治原理在於使底泥表面平鋪一層活性碳，且低棲生物在運動與吞食過程中不斷攪拌底泥而將活性碳與底泥混合達到吸附平衡，其成功之前提在於活性碳之遷移量是可以忽略的(較適用於靜止之河水、港灣、小型湖泊或埤塘)，亦即活性碳有足夠時間與底泥中污染物接觸並達到平衡，但在河川流速較快且底泥遷移量較大之河川則可行性相對降低，甚至可因已經達到吸附平衡之高污染物濃度活性碳漂移到尚未污染之底泥中，並與底泥有機質重新進行吸附平衡分布而造成二次污染；因此如何有效混合迅速達到吸附平衡並立即回收應屬較適合台灣污染河川底泥整治方式。

根據本人實驗室監測二仁溪底泥中有機質數據與相關文獻顯示，底泥嚴重污染之河段中之底泥有機碳濃度較高之採樣點通常有機污染物濃度也較高¹；有機污染物與底泥有機質間之交互作用可分為非晶型之底泥有機質(amorphous organic matter, AOM)之吸收與可分辨與鑑別之含碳之地質吸附劑(carbonaceous geosorbent, CG)間的非線性吸附兩種，CG 包括未燃燒之細煤粒(unburned coal)、油母岩質物(kerogen)、焦炭(coke)、煤胞(cenosphere)、煤灰與木炭(soot and charcoal，二者統稱為 black carbon，暫時譯作碳黑)，有機污染物在底泥中與這些物質間之交互作用可以圖 1 做一簡要說明²。AOM 中之有機污染物為被吸收於其中，可以快速地脫附、容易進行生物分解且具有較高之生物至底泥累積因子(biota-to-sediment accumulation factor, BSAF)；相對地，吸附於 CG 之有機污染物則具有較慢之脫附、較低之生物分解與較低之 BSAF。因此，針對某些環境毒性較高但強烈吸附於 CG 之污染物，若能直接發現其確定位置且可即時進行快速之現地玻璃化(*in situ* vitrification, ISS)，可能將較使用活性碳吸附更快速達到整

治目的，但相對成本可能稍高於前者，且必須釐清是否能有效防止二次污染物產生。

目前底泥現址處理技術固化侷限於使用化學藥劑或是以水泥與污染底泥直接混合固化之方式，其成敗往往受限於現地攪拌是否均勻以及固化步驟之工程控制能力³，其處理方式有如處理有害事業廢棄物一般，即將其固化後即可進行現地最終處置。但目前國際間因此種工程方式對於環境衝擊較大，漸漸朝向於現址添加化學藥劑（*in situ* chemical remediation）與現址生物處理（*in situ* bioremediation）方式發展；本計畫將應用具有高效率之電磁感應加熱（induction heating）方法進行水下底泥之直接加熱玻璃固化，由於現址加熱玻璃化技術在國際間聞所未聞，故於學術性與創新性上均無庸置疑，更可能開闢一全新之研究領域，因此本計畫將針對其技術可行性進行實驗室規模之研究；且由於底泥之非均質性（可針對局部高污染區塊進行玻璃化）與淺層污染危害性較大（無須挖掘則可節省動力挖掘費用），故針對局部且表面之底泥進行瞬間加熱玻璃化之成本效益相形提高而具有相當高產業應用潛力。由於此技術於加熱過程中為密閉式加熱，可有效隔絕可能產生之二次污染物並可進行回收，但必須詳究底泥玻璃化後之底泥是否可能繼續釋放污染物，因此將使用污染物毒性溶出試驗以有效驗證此技術是否為安全有效之處理技術。

浚渫法為目前底泥整治中大量使用之方法，但是約有 50%之專案執行結果是無結論或是無效的（inconclusive）⁴，亦即缺乏浚渫後之資料佐證已經達成整治目標或是已經證實未能達成目標，究其原因是因為浚渫法之機械性施作過程造成大量底泥細顆粒揚起且因細顆粒較不受慣性力拘束可隨水流方向流動且沉降速度相當低，故容易造成低污染濃度之大顆粒底泥可被移除，但是高污染濃度之細顆粒底泥卻懸浮於水中，等到浚渫工程擾動情況降低時再緩緩沉降於上層底泥表面。因此造成完工後之長期監測屢有超標之情形發生，此時如果再次進行浚渫，其效果將相當有限。本專案針對此工程難題提出以自行改良大型凝膠進行現址凝膠過濾以去除上層細顆粒，預期可有效去除此一薄層之高污染濃度之細顆粒底泥。

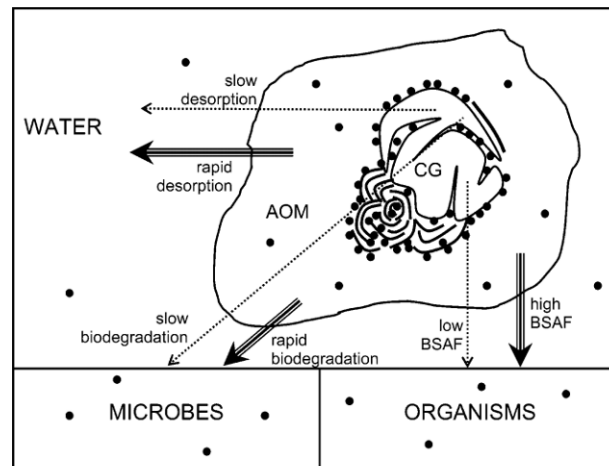


圖 1 有機污染物於底泥有機質與含碳地質吸附劑間之關係示意圖²

本計畫之執行期程為一年，自民國 103 年 12 月 01 日至 104 年 11 月 30 日止，經費來源為行政院環境保護署，計畫總經費為新台幣 124 萬元整。

第二章 研究目的

章節摘要：本章主要針對計畫之研究目的進行說明。

本專案計畫研究目的有三：改善目前活性碳添加之整治底泥污染技術之缺失、針對底泥局部高污染區塊進行現址玻璃化之可行性研究以及因應浚渫法造成高污染濃度細顆粒底泥懸浮難以去除之問題進行現地凝膠過濾去除之技術研發。

以下針對個別技術之學術性、創新性與產業應用價值說明計畫之重要性。目前國際間已經相當盛行之活性碳添加法，其最主要之清除機制有賴活性碳對於非極性或是相對低極性物質之強吸附能力，能夠有效降低已吸附物質之生物可及性，甚至當已吸附污染物之活性碳為水生浮游動物攝食後，仍能有效吸持污染物，甚至能夠降低其體內之污染物累積濃度⁵。此種方法針對國土廣大、雨量均勻分布、河道寬闊且坡降緩和之河川、港灣或是停留時間長之湖泊適用性高，但對於一般國土較為狹小、河道較為狹窄且坡陡流急之底泥而言，則較不適用。其原因大致為國土狹小可導致污染底泥遷移速率可造成污染物越過國境而傳輸至他國，雨量不均勻分布可因瞬間暴雨造成底泥揚起及快速遷移造成污染範圍擴大，河道較為狹窄且坡陡流急則可能造成河中底泥嚴重冲刷與不易進行長期整治與監測。但若底泥污染已造成不可接受之環境生態與人體健康高風險時，建議應立即進行快速有效整治，而非坐等污染物冲刷至海中或是累積於下游河道彎曲側；且已達吸附平衡之活性碳經遷移至無污染之底泥區塊時，勢必成為一緩慢釋放污染物之來源。此外，因污染物仍然存在於底泥中，於檢測評估河中底泥污染程度時，必須將活性碳排除後再進行定量，否則不可能符合法規要求，但此種檢測方式結合風險評估步驟，相對較為複雜且具不確定性。另一項相當弔詭之問題是活性碳雖能有效吸持所謂的疏水性有機物質（hydrophobic organic compounds, HOCs），其實只是降低其生物可及性（bioavailability）並且污染物繼續存留於底泥當中，當純相之非水相污染物（pure phase non-aqueous-phase liquids）進入底泥中時，勢必造成這些污染物之重新釋出，即使未遇到這些情況，其繼續存留於底泥中但並未進行真正封存之情況其實增強了污染物的持久性（persistence）。因此本計畫將以本實驗室所合成之超小粒徑（平均粒徑小於2.0 nm）且具有超順磁性（superparamagnetism）之磁鐵礦（magnetite）氧化

鐵奈米顆粒結合活性碳，自行製作具超順磁性之磁性活性碳，既可因超順磁性避免形成大型聚集物（large aggregates）且因底泥環境呈厭氧狀態，magnetite 不致快速氧化為 maghemite 而降低磁性，又能在外加磁場下迅速磁化有利於快速回收，達到有效清除底泥污染之目的。經過文獻查考得知，目前尚無任何以磁性活性碳進行底泥污染整治之研究論文，於底泥污染整治應用上有其研究與報導之必要，故在學術研究上有一定之價值；且因應近 10 年來之活性碳應用於底泥污染之熱潮⁶，本研究題目仍有持續創新之價值；針對我國底泥與土壤整治產業之應用價值而言則是非常重要，因為目前 Ghosh 教授團隊之活性碳添加技術已經在美國完成專利申請，我國產業界必須另闢蹊徑並與原技術形成明顯區隔方能避免侵犯專利。

目前底泥現址處理技術固化侷限於使用化學藥劑或是以水泥與污染底泥直接混合固化之方式，其成敗往往受限於現地攪拌是否均勻以及固化步驟之工程控制能力³，其處理方式有如處理有害事業廢棄物一般，即將其固化後即可進行現地最終處置。但目前國際間因此種工程方式對於環境衝擊較大，漸漸朝向於現址添加化學藥劑（*in situ* chemical remediation）與現址生物處理（*in situ* bioremediation）方式發展；本計畫將應用具有高效率之電磁感應加熱（induction heating）方法進行水下底泥之直接加熱玻璃固化，由於現址加熱玻璃化技術在國際間聞所未聞，故於學術性與創新性上均無庸置疑，更可能開闢一全新之研究領域，因此本計畫將針對其技術可行性進行實驗室規模之研究；且由於底泥之非均質性（可針對局部高污染區塊進行玻璃化）與淺層污染危害性較大（無須挖掘則可節省動力挖掘費用），故針對局部且表面之底泥進行瞬間加熱玻璃化之成本效益相形提高而具有相當高產業應用潛力。由於此技術於加熱過程中為密閉式加熱，可有效隔絕可能產生之二次污染物並可進行回收，但必須詳究底泥玻璃化後之底泥是否可能繼續釋放污染物，因此將使用污染物毒性溶出試驗以有效驗證此技術是否為安全有效之處理技術。

因應浚渫法造成高污染濃度細顆粒底泥懸浮難以去除之問題以現地凝膠過濾去除之技術研發，經查考相關文獻均無將凝膠過濾應用於底泥污染整治之紀錄，且依照本計畫主持人實驗室應用凝膠過濾法分離抗體（antibody）與抗體聯結之量子粒（antibody-conjugated quantum dots）之經驗，未經過改質之商品化凝膠通常較適用於分離奈米等級之顆粒或是大型分子⁷，針對如

何改質或是再次聚合以形成適合於現址分離 20-30 微米以上顆粒之凝膠尚未有任何文獻發表，且由於此凝膠顆粒尚需配合海水密度進行調整，學術性可能屬於中等但是創新性相當充足，由於凝膠本身已經是大量製造生產之商品，其工業級產品價格相對低廉，故將其改造以適合分離底泥細顆粒之工程附加價值也相當高，且由於浚漂法在底泥整治行之有年，相關技術市場已經存在，相對較容易進行行銷與推廣，故其產業應用價值相當高。

綜上所言，本計畫所進行之三項有關底泥整治技術之開發都是針對目前底泥整治技術困境與實務難題之需求，由於均為目前文獻中尚未報導之全新技術，故均具有一定之學術價值，其中尤以現址玻璃化技術可能開闢一全新系列性研究；且因三項技術均屬現有技術改良（磁性活性碳與改良型凝膠）或是自行原創（現址玻璃化），故均具有創新性；復因三項技術均是針對目前底泥整治實務之固有主要技術產品領域進行變革，故產業應用價值均相當高，故本計畫之重要性不言可喻。

(空白頁)

第三章 文獻探討

章節摘要：本章針對本計畫相關之文獻進行探討，國內外有關本計畫之研究情況進行文獻回顧說明。

本章將就底泥整治相關技術與本計畫三項技術之國內外相關文獻進行評述。目前針對底泥污染整治方面，國內技術發展尚處於嬰兒期，國外則有相當多場址已經進行整治，其中較為常見者有浚渫法 (dredging)、水域掩埋 (confined disposal facility)、自然回復 (natural recovery)、水下掩埋 (confined aquatic disposal)、現址加蓋處理 (in situ capping) 及深海棄置 (deep ocean dumping)，如圖 2 所示⁸。較早期經常使用者即為浚渫法 (dredging)，此方法是將高污染濃度之底泥挖除，將其運送至合格處理機構處理（如掩埋場）或是經過處理後進行深海棄置，但此方法在挖除時容易造成高污染濃度之底泥揚起隨河水向下游及側面擴散遷移，造成污染面積擴大^{4b, 9}。因浚渫法有上述缺點，故發展出就地掩埋處置法，亦即在高污染地點附近構築鋼筋混凝土結構，進行掩埋後即封閉之，可分為水域掩埋與水下掩埋，即受污染之底泥不再挖除處理，而是在污染地點附近進行最終處置，並未加以處理。自然回復法則是針對可以進行生物性或非生物性之自然降解者，方可使用。

現址加蓋處理為近十年來國外應用最廣之方法，即在污染底泥之上方鋪設一層加蓋物質 (capping material)，希望能夠降低底泥之生物可利用性與遷移擴散程度，通常在河道寬廣且流速較緩之情形下較為適用，因加蓋物質容易受到下方厭氧微生物產氣作用之影響而鼓起或是受到洪水侵襲失去錨定而破壞。近年來也有在加蓋物下方加入奈米零價鐵進行主動處理之例子，稱之為主動式加蓋處理 (active capping)；此外，也有將飛灰或是活性碳吸附物質加入底泥中以降低其生物可及性之研究¹⁰。但以台灣之河川多為河面狹窄，坡陡流急，且每年均有數次颱風及較高頻率之暴雨侵襲之氣候條件，以上方法大多無法有效適用，茲列表如表 1 所示，故應另謀有效積極之處理方法。巴西之 Perelo 學者較近期回顧底泥中有機污染物之整治技術指出，物理化學整治技術以浚渫法、乾移除、加蓋處理（含一般加蓋、土工織物加蓋與吸附材添加）為主；生物處理則以監看式自然衰減 (monitored natural attenuation)、生物刺激 (biostimulation，含界面活性劑)、生物放大 (bioaugmentation) 以及植生復育 (phytoremediation) 為主^{8b}。

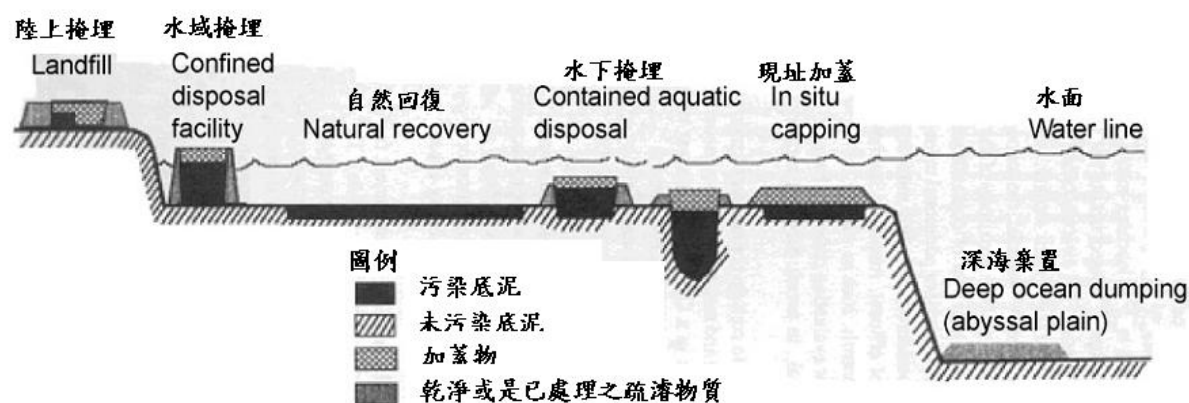


圖 2 目前國際所使用之主要底泥整治工法 (Adriaens, et al., 2006)

表 1 目前國際底泥整治方法在台灣之適用性評價 (張書奇實驗室提供)

整治方法	我國河川底泥之適用性				整體 評價	備註
	河道 狹小	坡陡 流急	暴雨 頻仍	污染 廣泛		
浚漂法	中	低	低	低	低	高濃度大範圍污染，效果不確定且可能擴大污染範圍。
水域掩埋	低	中	中	低	中低	河道狹窄而不適用。
自然回復	中	中	中	中	中	因河川底泥污染物通常為持久性難分解污染物，需時甚久。
水下掩埋	中	低	中	低	中低	河道狹窄且淺故較不適用。
現址加蓋	中	低	低	中	中低	因坡陡流急、厭氧產氣隆起及暴雨容易沖毀損壞。
加入吸附物	中	低	低	中	中	因坡陡流急及暴雨容易冲刷流失
深海棄置	中	中	中	低	中	我國政策不鼓勵海洋棄置之最終處置且浚漂時可能擴大污染範圍。

首先針對磁性活性碳相關文獻進行回顧與評析。活性碳之發展可追溯至 19 世紀初期，Bussy 是首先將血液與碳酸鉀共同加熱獲得一多孔性之含碳材質，此材質具有比骨炭（bone char）更佳之除色效果，一般均以此發明為活性碳應用最早之記載¹¹。近半世紀以來，活性碳之相關應用更形廣泛，可應用於醫藥、化學分析、環境保護（去除水相與空氣中污染物）、氣體純化、化學物純化、消音、製酒純化、去除汞、氣體儲存及催化等¹²。而將活性碳積極應用於底泥污染整治可能首推美國史丹福大學 Luthy 教授之團隊¹³以及後來由史丹福大學至馬里蘭大學任教之 Ghosh 教授之團隊^{6a}。Ghosh 教授與 Luthy 教授在於 2000 年首先就多環芳香烴偏好吸附於底泥中少數之含碳物質提出實際檢測結果，顯示底泥中單獨存在之有機物質（如碳黑）雖然在底泥總質量中佔極小百分比，卻是多環芳香烴主要聚集處。其後，瑞典斯德哥爾摩大學的 Gustafsson 教授團隊與麻省理工學院 Gschwend 教授團隊也提出類似觀點^{1b, 14}，將底泥中有機物分為底泥有機碳與炭黑兩大類，個別有一項與水中污染物濃度分布平衡之係數分別為 K_{OC} 與 K_{BC} 並且定義關係式如下

$$C_s = f_{OC} K_{OC} C_w + f_{BC} K_{F,BC} C_w^{n_f} \text{-----}(1)$$

其中 OC 與 BC 分別為底泥中有機碳與炭黑， f_{OC} 與 f_{BC} 為底泥中底泥中 OC 與 BC 之質量百分比， K_{OC} 為 OC-水濃度分布係數（L/kg）， C_s 與 C_w 為固相與水相中濃度，而 $K_{F,BC}$ 則為 Freundlich BC-水分布係數 $[(\mu\text{g/kg}_{BC})/(\mu\text{g/L})^n]$ ， n_f 是 BC 吸附之 Freundlich 指數。Gustafsson 教授團隊將現地底泥中其他污染物與有機質去除後比較有無現地污染物與有機質之污染物分布影響，其研究結果發現：針對多環芳香烴之菲（phenanthrene）而言，在低濃度情況下，亦即每公升皮克（pg/L）至每公升奈克（ng/L）之範圍，BC 將為最主要之吸附材；但在每公升微克（ $\mu\text{g/L}$ ）範圍以上，BC 之影響相對不再顯著。但是此情況有可能因地而異，如相對污染程度低海域底泥中有機質成分低，則 BC 有可能始終是最主要之吸附材；而在嚴重污染且富含有機質之河川底泥中，BC 之重要性相對較低。麻省理工學院 Gschwend 教授團隊則提出雖然 BC 可能只佔所有底泥有機碳之 1-15% 之間，但是其吸附能力較一般有機質高出百倍以上，故在多數情況下，可能 BC 是較為主導之吸附材，也有其他研究指出，平面型污染物分子對於 BC 之親和力高於非平面之污染物¹⁵。所以，自 2000 年有相當多之以底泥整治研究在於如何應用底泥中之 BC 或是人造之類似物質，如使用飛灰或是活性碳¹⁰，其重點在於如何有效吸附污染物以降低其生物可及性並進一步降低健康暴露風險，。

近幾年來，活性碳已經應用於實場整治，如應用於海域底泥中多氯聯苯之安定化¹⁶、應用於海域底泥中多環芳香烴之安定化¹⁷、海域底泥中戴奧辛與呋喃之安定化¹⁸、淡水之河川底泥中多氯聯苯之安定化^{6a}、感潮河段底泥中多氯聯苯整治¹⁹與感潮河段中汞、甲基汞、DDT 與多氯聯苯之整治²⁰。但加入活性碳後，對於底棲生物與微生物之廣泛影響如何之研究相當稀少，目前僅有 Beckingham 學者曾經較為廣泛地研究活性碳添加對於 18 種底棲生物之影響²¹，其結果可以下圖簡單說明。此 18 種底棲生物在 82 項測試中，有 18% 顯示出負面效應，最常見的負面效應為生長影響，其次為 lipid（脂質）成分、行為改變與存活率。負面效應通常集中於某幾種特定生物且與未受污染底泥中底棲生物、較高劑量之活性碳添加量以及較小顆粒之活性碳有較強關聯。此研究也提出目前活性碳添加法尚需釐清之疑問包括：對底棲無脊椎動物之影響、對底棲生物群聚階層（community level）之影響、對水生植物生長之影響、對底泥微生物生長之影響與生物分解之影響。目前針對底棲無脊椎動物之影響非常有限，有一項研究顯示添加活性碳之底泥中之 *Lumbriculus variegatus*（歐洲與北美洲常見之底棲黑蟲）可能停止繁殖²²。而對於底棲生物群聚階層（community level）影響之研究也相當有限，目前僅有兩份文獻曾針對添加活性碳之底泥進行研究，目前結果無法提供確切結論；對水生植物生長之影響則尚無任何研究，但因活性碳可影響底泥中營養素分布，預期對植物應產生一定之影響，活性碳在土壤中可吸收植物根部之分泌物（exudates），故也可能影響水生植物與其根部微生物之交互作用²³，最近一份文獻顯示底泥中活性碳有可能因強力吸附訊息物質（如費洛蒙）而影響到魚類²⁴；對底泥微生物生長之影響與生物分解之影響部分一直是 Prof. Ghosh 相關研究中未曾提供之遺失的環節（missing links），因為在底泥中之活性碳極有可能衝擊微生物生態系（microbial ecology）而損害大自然生態系之最終分解者所扮演之角色與功能；少數研究證實雖然微生物生態系之組成可能未觀察到顯著變化，但降解多環芳香烴與 di-chloroaniline 之速率卻下降²⁵。綜合以上文獻，於一般流量大且底泥遷移性高之河川底泥中進行活性碳添加整治並不適用，而一次添

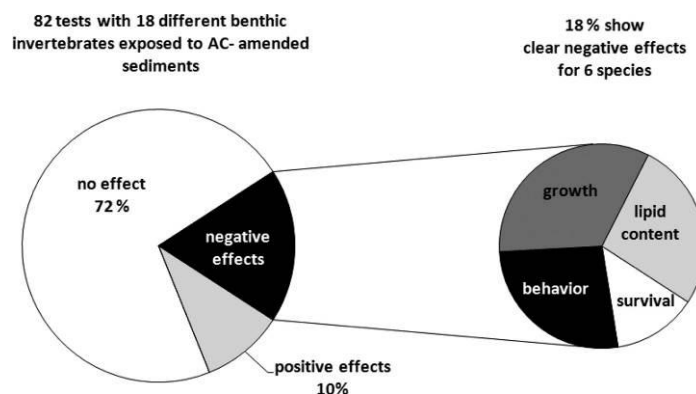


圖 3 活性碳添加對於底棲生物之影響²¹

加並不回收之方式也極可能對現地生態系有負面衝擊。所以，在活性碳的確能夠有效吸附有機污染物之情況下，應針對已經吸附之活性碳進行回收作業，以避免污染物繼續存留於高度動態變化之底泥中徒增污染擴大、二次污染與生態系破壞等潛在風險。本計畫將以自行合成之超小奈米氧化鐵與活性碳形成複合材進行試驗，磁性活性碳曾應用於多種水相中污染物之去除，如農藥、氯仿、酚類、氯苯、染料等²⁶，但尚無任何應用於底泥污染物去除之報導。

河川底泥固化技術已經行之有年且曾經應用於實場，就技術層面而言已經非常成熟但是未能普及運用，技術成熟之主要原因是水下工程原本就是土木營造工程中重要工程技術而且水下灌漿已經是施行數十年之工法。因此，只要能夠確定底泥污染範圍，即可在水下針對該區塊底泥進行阻絕、化學藥劑混合、固化等工程步驟；其最主要之影響因子為攪拌混合程度與熟成時間控制，因加入水泥類鹼性物質於局部底泥中可能大幅升高 pH 值，造成某些種重金屬離子之溶解度增加，結果反而降低了現址固化之效果²⁷。而且，此種工程方法難以有效阻絕加入底泥中之化學藥劑之流動與擴散，反應後二次污染物與固化後物質之可能腐蝕與污染物再釋出是一大疑慮（因水泥物質遇酸可能遭腐蝕溶解）²⁸；固化之藥劑可應用波特蘭水泥、水泥旋窯灰、石灰、非晶型矽酸及矽藻土等，而底泥中之黏粒成分多寡可影響其最終之受壓強度，研究證實水泥旋窯灰可作為固化劑使用且受壓強度良好²⁹。火山灰、熱塑性塑膠也曾經被應用於現址固化³⁰，目前商業化用於底泥固化之膠結劑大多針對底泥中之污染物性質而異且大都有專利保護³¹。此技術也曾經應用於實場，如應用於現址處理美國威斯康辛州 Manitowoc River 底泥中多環芳香烴與重金屬污染、美國威斯康辛州 Fox River 底泥中重金屬鉛之現址固化等。綜合以上文獻，若要發展本土之現址固化技術勢必要跳脫目前一貫之化

學藥劑添加反應固化之思維；因此，本計畫將另起爐灶，以電磁感應加熱局部底泥之作法，在 1 分鐘內將底泥加熱至攝氏 600°C 以上，故可使局部之柱狀底泥在 1-3 分鐘內玻璃化，可盡量減少任何副產物之產生，且因在柱狀線圈區域內電磁線密集且於底泥中加入適當藥劑可有效提升內部之升溫速率但對外部周圍介質之升溫效果則相當有限，詳細施行步驟請參見研究方法與步驟。本實驗室日前以電磁感應加熱法針對管柱實驗中填充物與其中流動之去離子水進行加熱測試時，發現可在 1-2 秒內使管柱中所有去離子水瞬間蒸發。因此，若要針對無水底泥進行加熱可能溫度上升更加迅速且可避免蒸氣爆炸之危害，該實驗所使用之電路設計圖大致如圖 4 所示，因尚可能申請專利，恕未能提供詳細元件規格。

凝膠過濾法（gel filtration）通常用於分離大型生物分子（Macromolecules）如蛋白質、病毒、生物酶、抗體、核苷酸、多醣體等之用³²，這些待分離物質大小均在 1,000 nm 以下。凝膠過濾分離大小不同分子之機制在於大分子因過大無法進入凝膠孔隙中而被排除在外部之流洗液（eluent）之流徑，小分子可藉由分子與機械擴散（diffusion and dispersion）以及直接流洗液傳輸（advection）進入凝膠顆粒中，導致大小分子之流徑有差異故能有效分離；對於分子量差異不大之分子則可利用其疏水與親水特性選用表面性質不同之凝膠導致不同之停留時間而能進行有效分離。凝膠顆粒為多孔之較大接近圓形之顆粒，尺寸分布於數微米至數百微米之間。一般應用於生物分子分離所適用之凝膠商品如 Sephacryl[®]、ephadex[®]、Sephacrose[®]、Superdex[®]、Superose[®]、Toyopearl[®] HW、Ultrogel[®] 等，其價格並不便宜，所適用於分離之分子的分子量範圍如圖 6 所示³³。以目前凝膠之顆粒若應用於分離細顆粒底泥則仍嫌太小且價格昂貴，將無法有效分離 20-30 μm 以下之細顆粒。故本計畫將利用已經工業化大量生產且化性穩定之矽酸凝膠（silica gel）與聚乙烯醇凝膠（polyvinyl alcohol gel, PVA gel）作為基材再進一步改質與連結，然後測試作為現址分離細顆粒底泥之用。目前，市面上大量販售之矽酸凝膠與聚乙烯醇凝膠顆粒粒徑大多分布於 0.5-8.0 mm 不等，已經大致足敷實驗所需。計畫主持人實驗室也具備自行以 sol-gel 法製備凝膠複合材

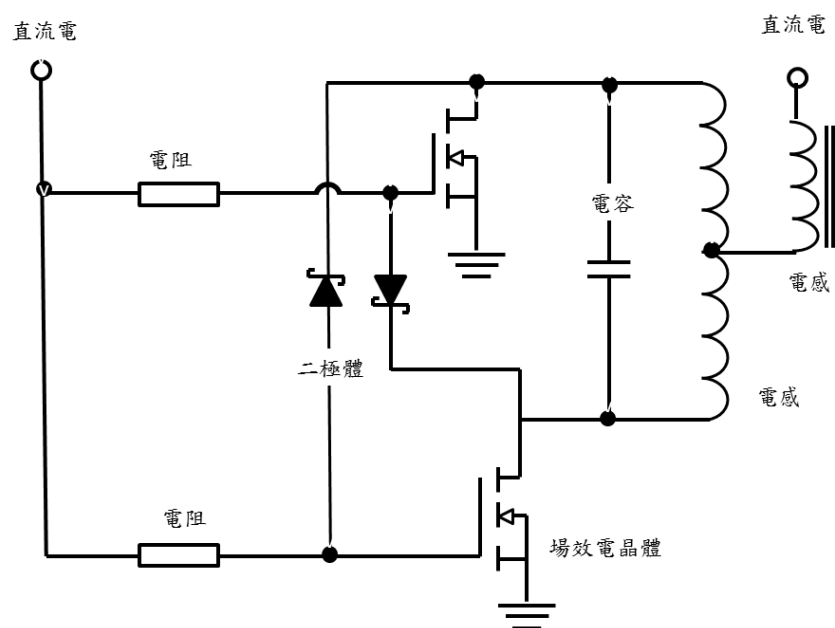


圖 4 本實驗室目前實驗用之電磁感應加熱線路示意圖（張書奇實驗室提供）

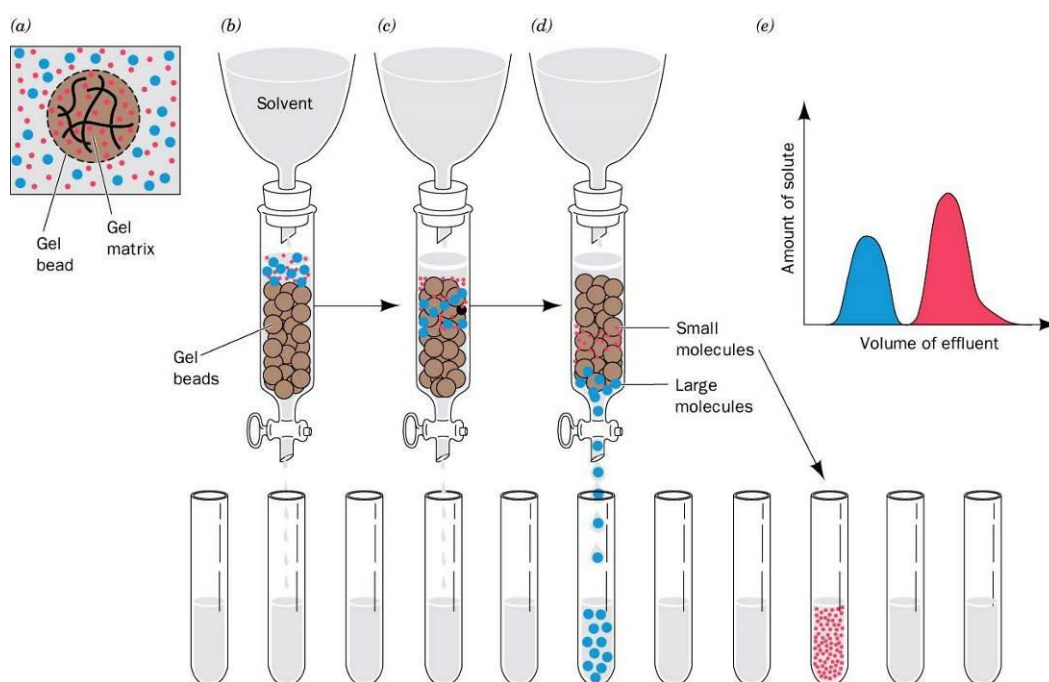


圖 5 凝膠過濾層析法之示意圖³⁴

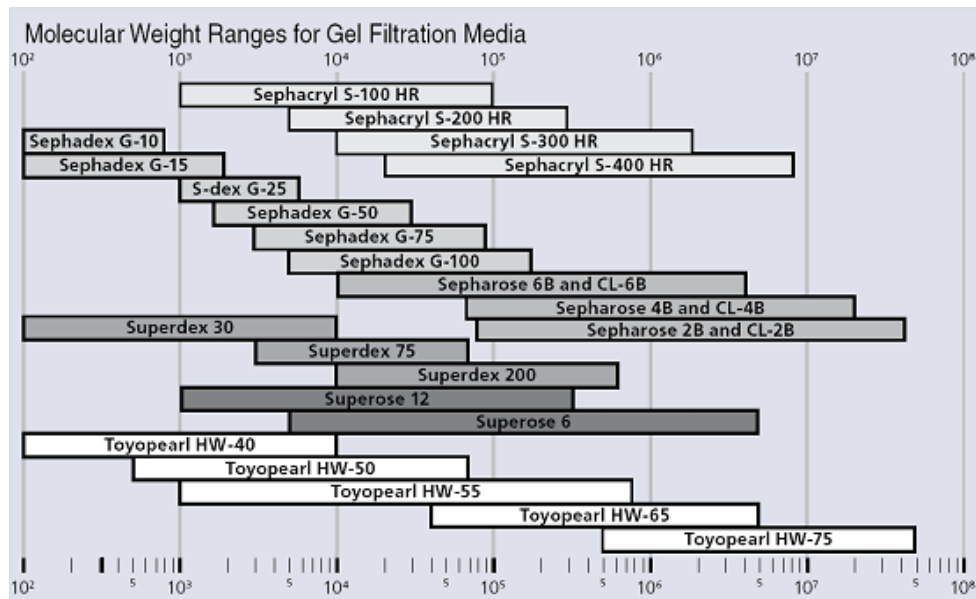


圖 6 已經商品化之凝膠所示用分離之分子量範圍³³

之經驗，將奈米氧化鐵以 triethoxysilane 連結成大顆粒吸附材但保持其優越之砷吸附能力，外型如圖 7 所示，圖中之凝膠複合材為同一塊材料在充滿水分以及乾燥後之情況³⁵。矽酸凝膠為無毒、非易燃且一般狀況下不具反應性且穩定之物質，但會與氟化氫、氟氣、二氟化氧、三氟化氯、強酸或強鹼與強氧化劑反應。具晶型之矽酸經吸入肺部可造成矽肺症，但是矽酸凝膠因屬非晶型矽氧化物故無此危害。矽酸凝膠在科學與工業上應用極廣，因為具有 800 m²/g 之比表面積且容易在表面進行改質，故在層析填充材料方面應用廣泛³⁶；日常生活中最常見的就是用於食品保鮮與除溼劑。聚乙烯醇凝膠為無毒、不易燃、穩定之材料，聚乙烯醇於工業上可應用於漿料、塗料、黏著劑、穩定劑、分散劑、乳化劑、增厚劑、感光劑和填充材料等，聚乙烯醇本身可溶於水，但形成凝膠後不會直接溶於水。近來有相當多學者將此凝膠應用於生物膜載體³⁷；由於聚乙烯醇凝膠具有良好之生物相容性 (biocompatibility) 目前於生醫工程上應用也極廣³⁸，如軟式隱形眼鏡、眼藥水滴劑、栓塞劑、組織黏著間障 (如人工韌帶等)³⁹。目前，國內外文獻中尚未有任何以矽酸凝膠或聚乙烯醇凝膠進行底泥顆粒分離之報導。詳細之設計與實驗方法詳見研究方法及步驟一節。本計畫擬研發之技術與既有技術之差異如表 2 所示。



圖 7 以溶膠凝膠法製備之複合吸附材-未真空乾燥前(a)與真空乾燥後(a)

表 2 本計畫研發技術與既有技術之差異

技術分項	目前技術	目前技術缺點	本計畫差異處
磁性活性碳 吸附移除技 術	目前技術主要以 Prof. Ghosh 之研究團隊最為活躍，以活性碳直接添加為主，強調活性碳可固著有機污染物，即使底棲生物吞食，也不致被有效吸收；其後又發展出結合黏土之活型碳複合材，但仍採直接噴灑且不回收方式進行。 ^{5, 13, 19, 40}	1. 僅噴灑注入底泥中並未回收，雖然可富集污染物，但因質輕可隨處漂流，限制其有效應用範圍為幾乎靜止之底泥，如埤塘、湖泊、水庫等，若於河川底泥中，則經漂流之後有可能擴大污染區。 2. 活性碳黏土複合材雖質地較重且在底泥上方形成如地毯狀之加蓋物 (capping) 可以阻絕底泥中污染物直接接觸上方水體，所以污染物無機會再由底泥中自由進入水體中，但此舉也同時破壞底棲生物之生態系；且底泥中仍有產氣作用，恐造成此層物質之隆起與破壞，且在台灣河川坡陡流急情況下，恐無法固定，故仍有擴大污染區之疑慮與風險。	本計畫以超順磁性奈米氧化鐵顆粒進行磁性活性碳複合材製作。此複合材具備以下特性： 1. 因為具有磁性可進行回收脫附再生而再利用。 2. 因具有超順磁性，於水體或底泥中容易分散，不至於因表面能過大而聚集成堆，故不會降低可供反應之表面積。 3. 因可回收，故無造成污染區擴大之疑慮。

表 2 本計畫研發技術與既有技術之差異 (續)

技術分項	目前技術	目前技術缺點	本計畫差異處
電磁感熱玻璃化技術	目前技術是針對浚渫法挖出之底泥，送到特定之旋窯、電弧爐或電漿反應器進行玻璃化。其溫度通常高達 1200°C 以上。 ⁴¹	1. 浚渫之底泥需先經過挖除，運送上岸、轉運至處理場之後才能進行處理且處理前須經過乾燥、熔融、礦渣成品排出、運送及最終處置等步驟。 2. 技術層次較高，處理價格高昂。 3. 除非品質與摻配量能夠嚴格控制，否則成品價值不高，無再利用價值。	1. 本計畫在較低溫下 550°C 左右進行玻璃化，將有效降低成本。 2. 本技術之發展著眼於現地處理，無需負擔挖除，運送上岸、轉運至處理場之相關費用。 3. 未來並可結合現地檢測技術達到立即玻璃化與立即檢測之解決方案。
改良式凝膠過濾法	目前底泥整治相關技術中並無現地進行顆粒大小分選之技術。以較為相近之水渦旋 (hydrocyclone) 而言，仍須將底泥以類似浚渫法移除運送到岸上進行 ⁴² 。	1. 水渦旋 (hydrocyclone) 法因仍須將泥挖除並運送上岸，故仍有微小顆粒無法有效收集且懸浮於水體中之情形，即同樣會有目前台南安順廠海水池底泥處理之同樣困境 2. 水渦旋法並非現地整治方法，其設置需要相當高之初設費與後續之操作維護費，但針對佔有絕大部分污染程度之小顆粒之收集效率卻在前端浚渫時即已經決定，所以無法有效改進其效能。	1. 本改良式凝膠過濾技術係針對為小顆粒設計之現地擾動再懸浮後以緩慢速度進行水柱中懸浮顆粒之捕抓以達成微小顆粒分離之目的。 2. 本技術之動力需求極低且無初設費且後續操作維護費對低廉，故可有效降低成本。

第四章. 研究方法與過程

章節摘要：本章針對本計畫相關研究方法與過程，如底泥樣品分析、磁性活性碳技術研發、快速電磁感應加熱玻璃化技術研發、改良凝膠過濾法技術研發、成果發表與報告撰寫以及工作進度與甘特圖進行介紹分段說明。

本計畫旨在解決目前底泥整治過程中所產生之三大主要問題，即活性碳添加法導致活性碳長期存留於底泥中並且可能隨時偏移之風險升高問題、傳統現址固化法可能衍生之重金屬溶解度增加以及後續腐蝕釋出之問題以及浚渫法遺留之高污染濃度細顆粒未能有效去除之問題。本計畫所提出之改善辦法為將活性碳表面植接本實驗室所自行合成之超小尺寸奈米氧化鐵顆粒（magnetite）添加後永久存留於底泥環境中之活性碳於吸附平衡後立即回收，可有效避免衍生其他風險；以自行研發之快速電磁感應加熱玻璃化法於針對局部區塊之底泥在極短時間內完成底泥固化以改善傳統現址固化法之缺失；以自行改質大量工業化生產之凝膠進行表面底泥細顆粒之捕捉與分離，其成本效益相當高。為有效界定各項技術研發成果，將以底泥中之多氯聯苯（以 Aroclor 1254 為標準）與重金屬（以法規中 8 種重金屬為標準）為處理成效量化之目標污染物。以下就底泥採樣及其物理化學分析、各項技術研發分項之施行步驟與原因分項說明。

4.1. 底泥物理化學分析

本計畫之底泥將取自台南市與高雄市交界之二仁溪，依據本實驗室於二仁溪進行 4 年多採樣經驗，五空橋、二層行橋與匯流處之底泥污染程度相對較高且較具代表性，所以本計畫所有現地底泥之試驗將以此三處之底泥做為測試用底泥，在底泥中污染物濃度足供量化需求下，以不另行添加為原則。採樣地點如圖 8 所示。而改良式凝膠過濾法之驗證將儘量使用浚渫過後之底泥樣品作為驗證之用。

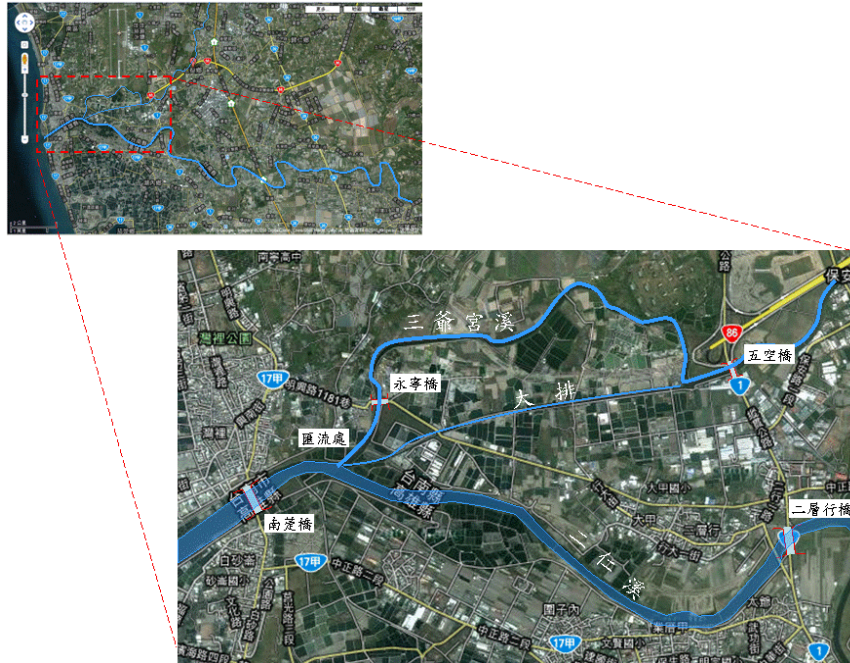


圖 8 底泥採樣位置圖（摘錄自 Google.com 並加以標示）

4.1.1. 採樣方法：底泥採樣與分析方法如前所述，將依據行政院環境保護署底泥採樣方法（NIEA S104.30C）進行底泥表面下 0-15 公分之採樣。採樣工具將以計畫主持人實驗室所自行組裝之管柱採樣器進行。此採樣器構造簡述如下，採樣管之管柱材質為透明 PVC 管，上方有加裝一逆止閥，供壓入採樣管之河水流出且採樣管柱仍可順利壓入底泥。管柱直徑為 1.5 英吋，為避免因 PVC 材質對有機物檢測結果之影響，樣品在現場除進行加藥與並立即加蓋保持厭氧外，待運送至計畫主持人實驗室時，當日即於厭氧箱中進行樣品分裝，以 1 英吋不鏽鋼套環套於管柱之一端，並將底泥推出，於推出過程中，切除分割外部與 PVC 接觸之底泥作為重金屬分析之用，內部之未接觸底泥則作為分析之用。現地量測之項目包括溶氧、pH 值、氧化還原電位與溫度。由於部分多環芳香烴之沸點較低容易逸失，故不宜於混合樣品後再取用，必須直接取用再進行其處理

4.1.2. 實驗室分析：實驗室分析分為物理性分析、化學性分析與生物分析，分述如下。

4.1.2.1. 物理分析：主要為粒徑分析與含水率分析，簡述如下。粒徑分析分法有土篩法、吸管法、比重計分析法、離心機分析法、雷射粒度分析儀等，本計畫將使用將為普遍之土篩法進行粒徑分析，針對砂粒與黏粒將以較容易進行之吸管法換算之⁴³。將依據，含水率分析將依據行政院環境保護署公告

之「土壤及底泥水分含量測定方法－重量法」(NIEA S280.62C)之方法進行。

4.1.2.2. 化學分析：化學分析部分則針對多氯聯苯 (Aroclor 1254) 與 8 種重金屬為標準之分析方法分別說明如下。

4.1.2.2.1. 多氯聯苯 (PCBs) 檢測方法：分為萃取、淨化與上機分析。使用加壓快速萃取裝置 (SpeedExtractor E-916, BÜCHI Labortechnik AG, Switzerland)，萃取底泥中萃取步驟如下：先行組裝不銹鋼萃取槽，裝入下部濾紙及 5.0 mL 之 230 mesh 矽膠粉末，接著填入無水硫酸鈉及 5.0 g 乾燥底泥之混合物。加入擬似標準品十氯聯苯，再放入上部濾紙後以下表萃取條件萃取 PCBs。淨化步驟依據環檢所之硫酸/高錳酸鉀淨化法 (NIEA M187.00C)，以酸處理萃取液。使用減壓濃縮機濃縮萃取液至 3 mL 後緩慢加入濃硫酸 2 mL，搖晃均勻並靜置，將上層液移至另一乾淨的瓶子。為避免硫化物對電子捕捉偵測器 (ECD) 干擾，以公告之去硫淨化法 (NIEA M186.01C) 處理已酸洗之萃取液。將酸洗後的上層液加入 2.0 g 200 mesh 活化銅粉，搖晃均勻並靜置，再取其液相至中性矽膠淨化管柱。使用矽膠淨化法 (NIEA M183.01C) 接著處理萃取液，先以 130°C 烘 16 小時活化中性矽膠，待其冷卻後取 3.0 g 矽膠填入管柱中，再加入少量無水硫酸鈉。以 10.0 mL 正己烷預洗淨化管柱，再移入去硫後之萃取液。於硫酸鈉層剛好暴露在空氣前，加入 80.0 mL 正己烷沖提並收集出流液，再加入 50 mL 正己烷沖提。收集所有出流液以減壓濃縮機濃縮出流液至約 1.0 mL，移入棕色氣相層析用小管 (GC vial) 中並以正己烷潤洗一併移入瓶中，最後再定量至 1.0 mL。儀器分析條件如下：使用儀器為氣相層析儀 (Agilent 7890 GC-ECD)，管柱為 DB-5 (長 15 m，口徑 0.25 mm，膜厚 0.10 μ m)，流量為 4 psi。注射口溫度為 250 °C，不分流；偵測器 (ECD) 溫度則為 300 °C。烘箱初溫為 150 °C 維持 1.0 min，以 2.5 °C/min 升溫至 280 °C，並維持 2.0 min。

表 3 多氯聯苯萃取條件

PCBs 萃 取 條 件	
溫度	100 °C
壓力	120 bar
溶劑	n-Hexane 50%, Acetone 50%
萃取槽	20 mL
收集瓶	60 mL
循環數	2 次
第一次	加熱 1 min 保持狀態 10 min 出流 2 min
第二次	加熱 1 min 保持狀態 10 min 出流 2 min
溶劑沖洗	1 min
氮氣沖洗	2 min

4.1.2.2.2. 重金屬分析：主要分為樣品消化與上機分析，主要依據行政院環境保護署公告之「廢棄物及底泥中金屬檢測方法－酸消化法」(NIEA M353.01C)，簡述如下。將水樣送入 ICP-OES 前，須先經過消化程序將樣品內容物、雜質等離子化。消化處理是先吸取 1.0-2.0 g 之底泥樣品，前處理為底泥陰乾進行研磨，研磨後之顆粒應完全通過 100 號篩，以確保消化程序之完整性；消化處理是將固定量乾燥樣品 0.5 g 乾底泥放入乾淨的石墨消化瓶中，再加入 2.0 ml 之 1:1 (HNO_3 : H_2O) 的硝酸水及 5.0 ml 之 1:4 (HCl : H_2O) 鹽酸水，並蓋上蒸氣回收蓋於 95°C 下消化 30 分鐘，取出消化爐待冷卻 20 分鐘後加入 2.0 ml 之 H_2O_2 (30%) 反應 10 分鐘，再放入石墨消化爐中，持續消化 30 分鐘，並依據樣品消化情況再重複添加 H_2O_2 (30%) 之步驟，以確保有機物能被 H_2O_2 初步氧化、去除。在消化完成後，取出密閉的消化瓶並以去離子水稀釋清洗消化瓶，最後將消化液以去離子水定量至 50.0 ml。而淋溶後水樣分析的部分，則是取 2.0 ml 水樣加入 1.0 ml 之 1:1 (HNO_3 : H_2O) 的硝酸水及 1.0 ml 之 1:1 (HCl : H_2O) 鹽酸水，於 95°C 下消化 2.5 小時，待降溫後以去離子水定量至 50.0 ml，即完成底泥、水樣之消化前處理步驟。再以感應耦合電漿原子發射光譜 (Optima 8000, Perkin Elmer, Waltham, Massachusetts, U.S.A) 進行 8 種重金屬之量測，分析方法依照環檢所標

準方法之 NIEA W31152C「水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法」進行分析。

4.2. 磁性活性碳技術研發

4.2.1. 磁鐵礦奈米氧化鐵 (magnetite nanoparticle, MNP) 合成：實驗步驟主要為將 FeCl_2 與 FeCl_3 依 2:1 的比例混合置於 100 ml 樣本瓶中，添加 NaOH 將 pH 調整至 12 並將樣本瓶置入水溫 80°C 之超音波清洗機中震盪 30 分鐘進行還原反應製得 Fe_3O_4 奈米顆粒，最後再將製得之奈米粉體以去離子水沖洗數次，真空乾燥後備用。為確保目前使用中 MNP 之品質，實驗室中所合成之 MNP 經過穿透式電子顯微鏡 (Transmission electron microscope, TEM) 攝影結果如圖 9 所示。由於所合成之奈米顆粒非常微小，此電子顯微鏡無法獲得清晰之影像，必須仔細觀察此圖正中央之微小黑點，每一顆微小黑點均為一單顆之 MNP，大小仍在 1 nm 左右。右下角大小約 20 nm 顆粒其實是由大小在 1 nm 左右之 MNP 形成之團聚 (aggregates)。

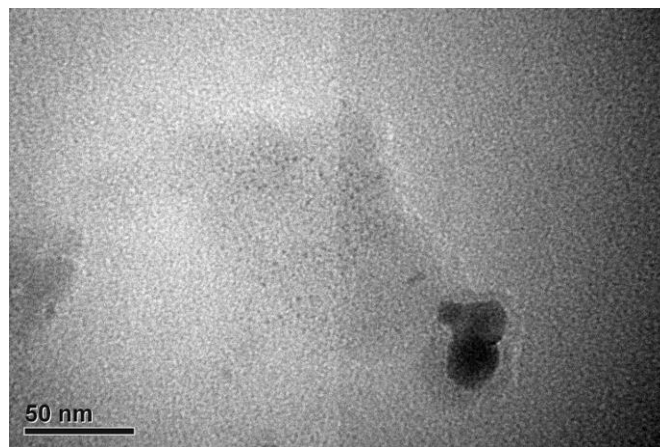


圖 9 奈米氧化鐵之 TEM 影像圖 (張書奇實驗室提供)

4.2.2. 磁性活性碳製備：磁性活性碳之製作將以兩種方式進行，一種是目前最常用之沉積法²⁶，所形成之磁性活性碳表面 MNP 與活性碳表面間僅有微弱之電荷吸引或是表面吸附，若置入複雜之底泥中恐因遇到其他對 MNP 有強吸附力之物質而造成氧化鐵脫落之情形，因此本計畫也將平行運用計畫主持人實驗室製造奈米生物感測器所常使用之共價鍵連結方式將 MNP 與活性碳表面之羧酸官能基形成醯胺鍵以達到強力之鍵結⁴⁴。其方法簡述如下，先將 MNP 表面以 50 mg 之 MNP 置入 50 ml 之 10% 之 aminopropyltri-

ethoxysilane (APTES, #A3648, Sigma-Aldrich, St. Louis, Missouri, USA) 之無水甲苯中充分混合後，在 45°C 下加溫 10 小時，再以無水甲苯、無水甲苯與甲醇混合液、甲醇、去離子水依次洗淨，即可在表面形成帶有胺基之 MNP，在與活性碳進行反應前，須以 glutaraldehyde 進行活化之後再進行反應，即可與原本表面即帶有羧酸官能基之活性碳形成醯胺鍵，經洗淨後至於厭氧槽中遮光待用。製備完成之磁性活性碳將以穿透式電子顯微鏡 (Transmission electronic microscope, TEM) 進行顆粒大小量測，並且以 X 光繞射儀 (X-ray diffractometer) 進行表面 MNP 晶型鑑定等。

- 4.2.3. 磁性活性碳回收與去除效率測定：所以試驗用底泥於取用前均已經均勻混合並存放於 4°C 冷藏室，並且取至少三重複樣品進行前處理及檢測多氯聯苯、多環芳香烴與重金屬。取出製備完稱之磁性活性碳加入測試底泥中，分別以 1.0%、2.0%、5.0%、10.0%、20.0% (w/w) 加入測試底泥中，採混合與靜置兩種方式 (以模擬混合後回收與加蓋處理兩種方式)，分別於 0.5、1.0、2.0、4.0 與 8.0 小時進行犧牲式取樣回收，以強力稀土磁鐵將磁性活性碳吸附於血清瓶壁，並以去離子水清洗三次，將回收之磁性活性碳以烘乾秤重方式進行定量，可計算得磁性活性碳之回收量。清洗下來之底泥經均勻混合後取樣進行前述之前處理：萃取 (或是消化)、淨化與上機分析。將所測得之多氯聯苯、多環芳香烴與重金屬濃度差值與回收之磁性活性碳質量相乘可得出污染物去除量及去除率。此部分之測試將先進行實驗室模擬底泥測試後，再進行自二仁溪採集之現地底泥進行測試，模擬底泥製作係依據先前在二仁溪 5 個不同採樣點進行底泥採樣以 5 等分均勻混合後之粒徑分析結果進行製作，粒徑分析結果如圖 10 所示。

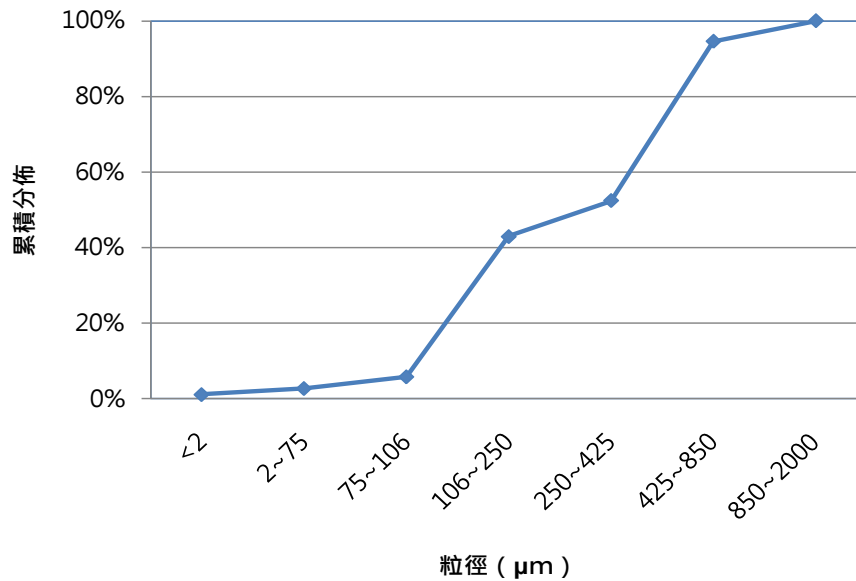


圖 10 二仁溪底泥粒徑分析結果（張書奇實驗室提供）

4.3. 快速電磁感應加熱玻璃化技術研發

快速電磁感應加熱玻璃化在文獻中並無任何記載，但是電磁感應加熱為非常成熟之加熱方法，最常見之例子即是應用於電磁爐，只要是具有鐵磁性之物體均可因感應生磁之磁極反轉之磁滯現象而快速加熱。針對小型線圈（直徑約 3.0 公分）內之鐵棒可在 1-2 分鐘內輕易熔融，亦即可於短時間內達到一般鑄鐵或鋼鐵之熔點 1150°C 以上，作為現址玻璃化應用應屬足夠。不同玻璃成分與加熱情況對現址玻璃化之適用性如表 5 所示，熔融石英玻璃之轉化溫度高達 1200°C 且所需石英砂純度必須相當高而較不是用於污染底泥；鈉鈣矽玻璃製法之轉化溫度計介於 500-600°C，預期可於 0.5-1 分鐘內輕易達到，既可快速完成玻璃化，又可大幅減少任何副產物產生之機會，其餘型式玻璃可能使用成本較高之金屬或是對環境有害之重金屬而不適用，故本計畫將應用鈉鈣矽玻璃製程進行現址玻璃化研究。本計畫協同主持人余光昌教授於 2004 年曾對針對二仁溪底泥中各項礦物質進行分析研究，底泥中去除水分後，碳酸鈣含量約 17.8%，鐵氧化物約 2.1%，錳氧化物約 0.03%，有機物可能佔 1.8%，而就土壤質地而言，矽粒與砂粒約佔 88.1%⁴⁵；本計畫主持人實驗室曾經針對二仁溪六個採樣點混合之底泥測定其有機物含量為 0.65%，土壤質地以砂粒為主，矽粒與砂粒約佔 95% 以上。由於非黏土礦物主要以矽酸鹽為主與碳酸鹽礦物為輔，依上述資料研判，進行現址玻璃化為

表 4 不同玻璃成分與加熱情況對現址玻璃化之適用性

玻璃種類	主要成分	轉化溫度 (°C)	現址固化適用性
熔融石英玻璃	石英砂, SiO_2	1200	溫度過高而耗能，且可能拉長反應時間。
鈉鈣矽玻璃	SiO_2 : 72% Na_2O : 14.2% CaO : 10.0% MgO : 2.5% + Al_2O_3 : 0.6%	500-600	成分單純，且加熱溫度低，較為可行。
鈉硼玻璃	SiO_2 : 81% B_2O_3 : 12% Na_2O : 4.5% Al_2O_3 : 2.0%	--	耐熱、用作實驗室器皿、頭燈玻璃等。用料成本可能不適合現址固化。
鉛氧化玻璃	SiO_2 : 59% PbO : 25% K_2O : 12% Na_2O : 2.0% ZnO : 1.5% Al_2O_3 : 0.4%	--	高反射率，類似水晶。含重金屬鉛與鋅，不適合現址固化應用。
鋁矽玻璃	SiO_2 : 57% Al_2O_3 : 16% CaO : 10% MgO : 7.0% BaO : 6.0% B_2O_3 : 4.0%	--	主要用作玻璃纖維。含金屬鋇，不適合現址固化應用。
氧化物玻璃	Al_2O_3 : 90% + GeO_2 : 10%	--	高透明度，適用於光纖通訊。含金屬鍺，不適合現址固化應用。

鈉鈣矽玻璃可能只需添加蘇打 (Na_2O)、氧化鎂與少許氧化鋁即可，這些成分相對較為無害。但在進行正式測試之前，宜先針對測試底泥進行元素分析，了解主要礦物成分以及有機成分多寡。本技術為避免任何蒸氣爆炸之危險性，均假設現地底泥在玻璃化前可經過抽真空與加熱過程，可有效去除水分後再進行玻璃化作業，亦即先經過類似現地烘乾之程序。因此，實驗室中測試時均先將底泥進行烘

乾後再進行玻璃化試驗。有機物在隔離加熱過程中可直接蒸發收集處理或是氧化為無機物。以下針對元素分析、電磁感應加熱裝置製作及加熱參數分析、底泥測試、空氣污染物收集分析與毒性溶出試驗進行說明。

- 4.3.1. 底泥含水率與底泥真空乾燥：針對在現地環境中進行玻璃化必須先針對底泥進行真空乾燥之可行性進行探討，由於目前已經有管柱取樣器可在採接管柱樣品時將其下方開口進行封閉之處理，故進行密封之技術應屬可以簡單克服之部分。因此，此處將針對以真空進行乾燥後底泥在不同含水率情況下進行玻璃化對於玻璃成品之品質影響以及氣相與固體相可能產生之二次污染情況進行檢測分析，以確保此技術在現地施行之可行性。將以目前實驗室之冷凍真空乾燥機（FD2-6P-M, Kingmech, New Taipei, Taiwan）進行實驗，將嘗試 40%含水率、20%含水率，以及該設備所能提供之最低含水率樣品。
- 4.3.2. 底泥元素分析：底泥之元素分析將參照前述重金屬分析方法鑑定主要金屬元素含量，也將嘗試利用攜帶式 X-射線螢光光譜儀進行分析，並且比對分析結果對於玻璃化成品之影響，其方法將參照行政院環境保護署公告之「土壤和底泥中元素濃度快速篩選方法—攜帶式 X-射線螢光光譜儀分析法」（NIEA S322.60C）進行。
- 4.3.3. 電磁感應加熱裝置製作及加熱參數分析：電磁感應加熱裝置將以目前在實驗室中已經測試成功之電路繼續進行，主要即是以漆包線銅線區圈接上圖 4 之電路後即開始以電源供應進行供電測試。將先測試不同線圈圈數、不同電流大小與頻率高低對於一標準洗淨之石英砂（添加 14.2%蘇打、10.0%生石灰、2.5%氧化鎂及 0.6%氧化鋁）所需之玻璃化所需時間測試，先行了解現行電路在 1.0 分鐘內完成玻璃化之可行性及應該掌握之重要參數，並將各項添加成分加減 50%進行玻璃化敏感度分析。此部分之結果測試將以簡易之消化與 ICP-OES 檢測進行效果評定。
- 4.3.4. 底泥測試：將針對實驗室模擬底泥與現地底泥進行測試。測試前，將先針對該底泥之孔隙水海水鹽度、有機質及目標污染物先進行測定。實驗室模擬底泥部分加入 0%、50%及 100%海水濃度以及 0、0.065%、0.65%、6.5%（乾基）之腐植酸進行測試，每一測試樣品中也加入平均濃度之多氯聯苯與 8 種重金屬，以了解在相對單純之模擬底泥中，現場最容易變化海水鹽度與有機物比例對玻璃化結果之影響，此部分將以簡易之消化與 ICP-OES

檢測進行效果評定。完成模擬底泥測試後，再進行現地底泥測試，同樣以簡易之消化與 ICP-OES 檢測進行效果評定較佳參數，再確定較佳參數後才進行正式測定，並進行空氣污染物收集分析與毒性溶出試驗，並依實驗結果確認較佳之操作條件或進行微調。由於空氣污染物尚有後續收集再處理之可能，而玻璃化釋放污染物之問題顯然可能成為此技術是否可行之關鍵性問題，故將針對毒性溶出情況進行微調。

4.3.5. 空氣污染物收集分析：將依據行政院環境保護署公告之「空氣中粒狀污染物檢測法—高量採樣法」(NIEA A102.12A) 於進行快速玻璃化時進行平行採樣，即一部採樣器進行玻璃化作業上方之空氣收集採樣，另一部採樣器則在平行流徑，同時進行空氣採樣，於玻璃化作業完成後，將所收集之總懸浮固體物，進行秤量與後續之化學分析定量。針對多環芳香烴類之污染物採樣分析則參照行政院環境保護署公告之「周界空氣中苯駢(a)芘與其他多環芳香烴檢測方法—氣相層析與高效能液相層析儀偵測法」(NIEA A801.90C) 進行。針對多氯聯苯之採樣則參照「空氣中戴奧辛及呋喃採樣方法」(NIEA A809.11B) 進行，分析則參照行政院環境保護署公告之「戴奧辛類多氯聯苯檢測方法—氣相層析/高解析質譜法」(NIEA M803.00B) 進行，但因本實驗室並無高解析質譜儀，其分析將仍依照前述之萃取淨化濃縮後上機分析。

4.3.6. 毒性溶出試驗：決定使用之萃取液，參考環檢所公告之「事業廢棄物毒性特性溶出程序」(NIEA R201.14C)，分析玻璃化物可能溶出之物質。預分析的玻璃化物為 100% 固體物，故不進行過濾程序，粉碎後直接進行萃取。首先取 5.0 g 樣品並加入 96.5 mL 之試劑水，加蓋後以磁力攪拌器劇烈攪拌 5 min，再測量溶液之 pH 值。若 pH 值小於 5，則使用萃取液 A (pH 4.93 ± 0.05)；若 pH 值大於 5，則加入 3.5 mL 之 1.0 N 鹽酸溶液，均勻攪拌後加熱至 50°C 並維持 10 min。冷卻至室溫後測量溶液之 pH 值，若 pH 值仍小於 5，則使用萃取液 A，反之若 pH 值大於 5，則使用萃取液 B (pH 2.88 ± 0.05)。萃取步驟簡述如下：取 100 g 樣品置於萃取容器中，緩慢加入 20 倍樣品重量之萃取液，旋緊瓶蓋後置於旋轉裝置，以 30 rpm 旋轉 18 小時，室溫維持在 23°C。萃取過程中，每隔 15 min、30 min 或 1.0 hr，打開瓶蓋釋放氣體。接著以 0.6-0.8 μm 玻璃纖維濾紙過濾，再以前述化學分析方法進行溶出重金屬之消化與 ICP-OES 上機分析。

4.4. 改良凝膠過濾法技術研發

改良凝膠過濾法將應用矽酸凝膠與聚乙烯醇凝膠進行試驗，本實驗室目前已經在實驗室中繼行初期測試實驗，並擬定改質策略中。以下針對凝膠預先測試、凝膠改質與特徵鑑定、底泥測試三項進行說明。

- 4.4.1. 凝膠預先測試：矽酸凝膠與聚乙烯醇凝膠在未經過任何改質與修飾前即先進行特徵鑑定、模擬底泥與現地底泥分選之測試以建立基線數據，可供以後改良後凝膠之效率之比較。特徵鑑定將進行掃描式電子顯微鏡與表面元素測定(SEM-EDS)，比表面積與界達電位測定等。底泥測試時將以凝膠與底泥顆粒在一管柱中進行，分為靜置濾床與混合上行濾床（因小顆粒可長時間懸浮於水中，故將濾床緩慢上移強迫小顆粒進入濾床以節省時間）之方式進行，預期後者耗時較短但效率是否能夠維持有待證實。
- 4.4.2. 凝膠改質與特徵鑑定：在完成基線資料收集後，將針對兩種凝膠進行表面改質，因為兩種凝膠均具有親水性質，但是在感潮河段 pH 值可能中性偏鹼時之表面電荷分布將是表面改質之考量重點；其次，凝膠之孔隙也是一大考量，目前所知聚乙烯醇凝膠乾燥後之表面孔隙大致約在 10-15 μm 之間（如圖 11）而矽酸凝膠之孔隙則變異甚大（可由數奈米至數十微米），需要自行測定。由於兩種凝膠均可在高氧化劑或是強酸作用下被侵蝕，故可以自行修飾其孔洞結構。由於本計畫針對之細顆粒為類似中石化安順廠場址 20 μm 以下之細顆粒，故將以此作為主要劃分界線。所以兩種凝膠之改良後應確認表面電荷於 pH 值 6.5-8.0 之間應為中性或是帶有正電荷為佳，表面孔洞直徑應至少在 20-30 μm 。
- 4.4.3. 底泥測試：將針對實驗室模擬底泥與現地底泥進行測試。測試前，將先針對該底泥（此部分之底泥儘量使用已經經過浚渫處理之具有高污染細顆粒之底泥，如中石化安順廠場址海水池中之底泥）之孔隙水海水鹽度、有機質及目標污染物先進行測定。實驗室模擬底泥部分加入 0%、50%及 100% 海水濃度以及測定出有機質濃度之 0 倍、0.1 倍、1.0 倍與 10 倍（乾基）之腐植酸進行測試，每一測試樣品中也加入平均濃度之多氯聯苯、多環芳香烴與 8 種重金屬，以了解在相對單純之模擬底泥中，現場最容易變化海水鹽度與有機物比例對凝膠過濾結果之影響，所有化學分析將依前述化學分析一節進行。實際現地底泥測試時，由於中石化安順廠場址海水池之污染主要為戴奧辛、五氯酚與汞，鑒於本實驗室尚無法進行大量戴奧辛與五氯酚樣品測定，將僅針對汞進行測定，同時比較凝膠過濾前後之底泥粒徑分析結果。

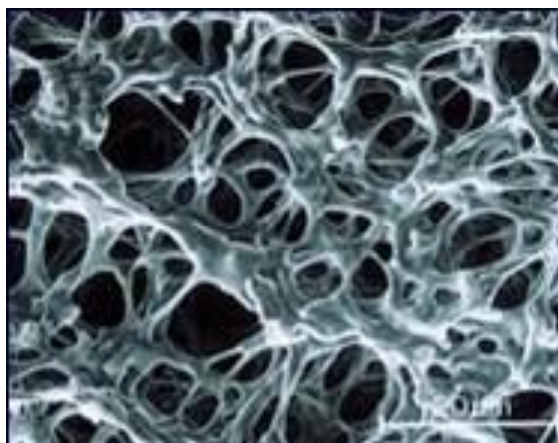


圖 11 聚乙烯醇凝膠乾燥後之表面孔隙⁴⁶

4.5. 成果發表與報告撰寫

本計畫所取得之數據將包括三項主要技術研發之資料與數據，磁性活性碳技術研發向下將產出二仁溪底泥 3 個採樣點之多氯聯苯、多環芳香烴與 8 種重金屬濃度之原始濃度值、磁性活性碳之吸附特性、磁性活性碳回收率、經過磁性活性碳處理後各項污染物濃度值；快速電磁感應加熱玻璃化法技術研發將產出底泥元素分析數據、電磁感應加熱裝置製作電路、優化之加熱參數、現地底泥玻璃化之環境變因影響、玻璃化過程中空氣污染物收集分析資料、玻璃化成品之毒性溶出試驗資料；改良凝膠過濾法技術研發將產出凝膠預先測試之基線資料、凝膠改質與特徵鑑定資料與底泥凝膠過濾測試結果等等改良凝膠過濾法技術研發。

本計畫截至目前除已經完成二仁溪底泥 3 個採樣點之多環芳香烴與 8 種重金屬濃度之原始濃度值，多氯聯苯部分將俟氣象層析儀完成調度後進行分析，並完成以下項目奈米氧化鐵合成、磁性活性碳製備、磁性活性碳對重金屬吸附特性測定（疏水性有機物部分吸附實驗進行中）；電磁感應加熱部分有超前進度，已經完成第一批實際底泥之固化測試（結果參見第五章）及毒性溶出試驗結果；改良式凝膠過濾法則因材料製作不易，目前已經完成材料製作與鑑定，並完成第一批樣品的測試，顯示技術可行。成果發表部分因今年之環境保護與奈米科技研討會並非單獨舉辦，而是與其他研討會一同舉辦，起初以為今年取消，待收到通知時已經來不及完成稿件，同時本計畫研究之 3 種技術均有機會進行專利申請，為避免過早發表導致半年優惠期在今年 11 月中即到期恐有礙專利申請，故將移到 11 月中之環工年會進行發表；此外，目前國內之研討會因接受科技部補助均會要求轉讓著作權供其應用，此部分也可能影響後續 SCI 期刊論文發表，這也是為何本

計畫研討會論文預期達數較低之原因。

後續主要工作項目為(1)完成磁性活性碳段疏水性有機污染物多環芳香烴與多氯聯苯吸附清除效果實驗；(2)快速電磁感應加熱玻璃化之持續改善及毒性溶出與可能空氣污染物檢測；(3)凝膠過濾法之分離效率量化；(4)完成環工年會成果發表，預計將可在 2015 年環工年會進行至少 2 篇論文之發表；(5)完成期末報告及環保署成果發表會之發表；(6)完成期刊論文投稿，以符合規定。

4.6. 工作進度與甘特圖

本計畫工作進度與甘特圖如下表所示，目前已經完成第 7 個月之進度，進度應屬超前。

表 5 本計畫之甘特圖

工作項目	年月													備註
	2013/12	2014/01	2014/02	2014/03	2014/04	2014/05	2014/06	2014/07	2014/08	2014/09	2014/10	2014/11		
A.底泥採樣及其物理化學分析	■	※A												
B.磁性活性碳技術研發														
B1. 奈米氧化鐵合成	■													
B2. 磁性活性碳製備	■	◆※B												
B3. 磁性活性碳回收與去除效率測定	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
C.快速電磁感應加熱固化法技術研發														
C1.底泥元素分析	■													
C2.電磁感應加熱裝置製作與參數分析	■	■	◆※C											
C3.底泥固化測試			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
C4.空氣污染物收集分析							■	■	■	■	■	■		
C5. 毒性溶出試驗							■	■	■	■	■	■		
D.改良凝膠過濾法技術研發														
D1.凝膠預先測試	■	■												
D2. 凝膠改質與特徵鑑定			■	■	◆※D									
D3.底泥凝膠過濾測試				■	■	■	■	■	■	■	■	■		
E.成果發表與報告撰寫														
E1.期中報告與環境奈米研討會論文				■	※E1									
E2.環工年會論文								■	■	※E2				
E3. 期末報告											■	■	※E3	
E4.成果發表-研討會												■	※E4	
E5.成果發表-期刊								■	■			■	■	
F.計畫完成與結案													◆	
工作進度估計百分比 (累積數)	10%	20%	25%	35%	45%	50%	60%	65%	75%	80%	90%	100%		

預定查核點	期 中	期中之前應注意查核點 A、B、C、D 及 E1，說明如下： A: 按計畫時間前完成底泥採樣。 B: 計畫執行後應立即完成磁性活性碳製備。 C: 電磁感應裝置完成日期應確實掌握。 D: 凝膠改質與特徵鑑定應按時完成。 E1: 完成奈米研討會論文 1 篇投稿與期中報告
-------	-----	---

	期末 期末結束之前應注意查核點 E2、E3、E4 與 E5，說明如下： E2: 完成環工年會論文 1 篇。 E3: 完成本計畫之期末報告撰寫。 E4: 完成本計畫之成果發表論文與海報。 E5: 完成本計畫 2 篇期刊論文投稿。
--	---

(空白頁)

.

第五章. 結果與討論

章節摘要：本計畫按預定期程完成工作項目為底泥樣品分析、磁性活性碳技術研發、快速電磁感應加熱固化、改良凝膠過濾法、底泥採樣分析、總菌數測定。以下即就各工作項目之主要發現分節敘述之，並於最後兩節敘述本計畫目前之結論與主要建議意見及未來或後續執行建議。

5.1. 底泥樣品分析

本計畫之底泥將取自台南市與高雄市交界之二仁溪，依據本實驗室於二仁溪進行 4 年多採樣經驗，五空橋、永寧橋與匯流處之底泥污染程度相對較高，所以本計畫所有現地底泥之試驗將以此三處之底泥做為測試用。因目前實驗室中之氣相層析儀調度，本期中報告之內容將針對重金屬結果比較說明。

底泥中各項污染物之檢測方法如表 7 所示，PAH 與重金屬之檢測結果如表 8 與表 9 所示，多氯聯苯部分因目前實驗室氣相層析儀無法進行檢測，將於進行實際測試前另行採樣及檢測後進行測試。固化後之重金屬必須依據環保署之事業廢棄物毒性溶出試驗後再繼續進行重金屬檢測。

由表 8 之結果可知，多環芳香烴中僅較低環數之萘 (Naphthalene) 與蒽 (Acenaphthylene)、菲與芘尚有機會低於上限值，其餘均高於上限值；就下限值而言，僅剩下最低環數之萘 (Naphthalene) 未超過之外，其餘所有 PAHs 均已經超過限值，顯示二仁溪支流之三爺溪底泥中之多環芳香烴污染嚴重，且似乎以匯流處之污染最為嚴重。重金屬部分則以砷、鎘與汞之濃度相對較低，鉻、銅、鎳、鉛與鋅之濃度相對較高，均已經超過下限值，其中尤以鉻、銅、鎳與鋅之濃度已經超過上限值，但其中銅與鋅之濃度較上次採樣略有下降趨勢，其後續監測之數值值得注意。

表 6 底泥中各項污染物之檢測方法

分析項目	檢驗方法名稱	檢驗方法編號
	萃取 Extraction of Sediment using the SpeedExtractor E-916 for the determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)	BÜ CHI, 2009/08
多環芳香烴	加壓流體萃取方法	NIEA M189.00C
	矽膠淨化法	NIEA M183.01C
	礬土管柱淨化法	NIEA M181.00C
	多環芳香族碳氫化合物檢測方法－氣相層析法	NIEA R812.21C
	硫酸/高錳酸鉀淨化法	NIEA M187.00C
	去硫淨化法	NIEA M186.00C
多氯聯苯 (Aroclor 1254)	矽膠淨化法	NIEA M183.00C
	土壤及事業廢棄物中多氯聯苯檢測方法－氣相層析儀/電子捕捉偵測器/電解導電感應偵測器	NIEA M619.02C
	法	
	土壤、底泥及廢棄物中總汞檢測方法－冷蒸氣原子吸收光譜法	NIEA M317.03B
汞、砷、鎳、 銅、鉻、鎘、 鉛、鋅	土壤及底泥中砷檢測方法－砷化氫原子吸收光譜法	NIEA S310.64C
	廢棄物及底泥中重金屬檢測方法－酸消化法	NIEA M353.01C
	感應耦合電漿原子發射光譜法	NIEA M104.01C
	事業廢棄物毒性特性溶出程序	NIEA R201.14C

表 7 多環芳香烴檢測結果 (單位：mg/L)

多環芳香烴	環數	五空橋	永寧橋	匯流處	平均濃度 /上限	平均濃度 /下限
Naphthalene	2	ND	ND	ND	NA	NA
Acenaphthylene	3	0.06	0.32	0.35	58%	608%
Aceaphthene	3	1.66	2.73	2.25	820%	5533%
Fluorene	3	0.21	1.13	4.41	737%	4792%
Phenanthrene	3	0.23	0.80	1.90	87%	651%
Anthracene	3	0.04	0.58	1.98	108%	1083%
Fluoranthene	4	0.44	1.13	9.92	134%	1321%
Pyrene	4	0.11	0.53	6.28	96%	795%
Benzo(a)anthracene	4	0.40	2.18	2.67	145%	1250%
Chrysene	4	0.70	0.68	13.49	287%	2609%
Benzo(b)fluoranthene	5	0.78	12.89	11.26	274%	2597%
Benzo(k)fluoranthene	5	0.35	5.66	26.34	770%	6740%
Benzo(a)pyrene	5	0.56	16.38	8.46	632%	5292%
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	6	0.19	5.86	2.92	243%	1869%
Dibenzo(a,h)anthracene	6	0.31	7.70	4.03	1544%	10033%
Benzo(g,h,i)perylene	6	0.27	6.73	13.07	523%	4460%

表 8 重金屬檢測結果 (單位：mg/kg)

重金屬	五空橋	永寧橋	匯流處	平均濃度 /上限	平均濃度 /下限
砷 (As)	ND	2.46	1.38	6%	17%
鎘 (Cd)	ND	ND	ND	NA	NA
鉻 (Cr)	208.68	347.71	354.56	130%	400%
銅 (Cu)	77.73	436.16	445.70	204%	640%
汞 (Hg)	ND	ND	ND	NA	NA
鎳 (Ni)	58.59	160.39	162.89	159%	530%
鉛 (Pb)	49.94	102.40	103.98	53%	178%
鋅 (Zn)	281.06	825.91	888.51	173%	475%

5.2. 磁性活性炭技術研發

此部分分為兩部分說明，即奈米氧化鐵合成及活性炭結合結果與重金屬吸附移除效果說明。

5.2.1. 奈米氧化鐵合成及活性炭結合結果：奈米氧化鐵合成為本實驗室既有之技術，目前可隨合成條件自行合成 1.0 nm 至 35.0 nm 以下之奈米氧化鐵，本計畫所合成之奈米氧化鐵顆粒平均直徑約 9.2 ± 1.5 nm（平均值±標準差），其在掃描式顯微鏡(SEM)下影像如圖 12 所示。依文獻顯示，磁鐵礦（magnetite）結晶之奈米顆粒粒徑在約 16 nm 以下具有超順磁性（superparamagnetism）⁴⁷，可見本研究所合成之磁鐵礦（magnetite）結晶奈米顆粒使具有超順磁性，亦即在常溫下因熱擾動影響而無明顯磁矩（如同無磁性物質一般），但在磁場感應下可立即磁化，且磁化速率遠大於一般順磁性（paramagnetic）物質。在本研究之工程應用上，在一般室溫下，將不致因固有磁矩而將所有活性炭均吸疊在一起，可提供活性炭與底泥中污染物較佳之接觸機率，但在吸附完成後可因外加磁場而迅速磁化而互相吸引並且提高回收效率。磁鐵礦（magnetite）結晶奈米顆粒與活性炭結合後進行 SEM 觀察照相如圖 13 所示，其中有一圓圈範圍為選取進行能量逸散譜儀（energy dissipation spectrometry, EDS），其結果如圖 14 所示，由此結果可見，依照文獻進行之磁鐵礦（magnetite）結晶奈米顆粒與活性炭結合已經完成結合^{26b}。

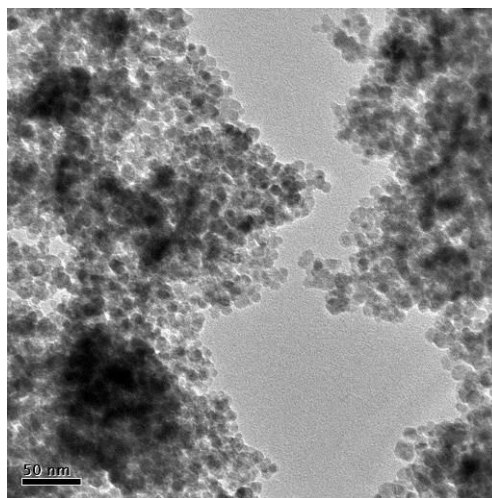


圖 12 掃描式顯微鏡下之奈米氧化鐵之影像

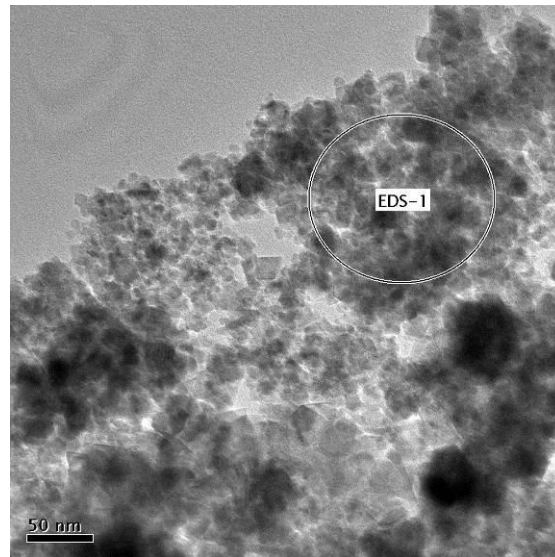


圖 13 掃描式顯微鏡下之磁性活性碳之影像

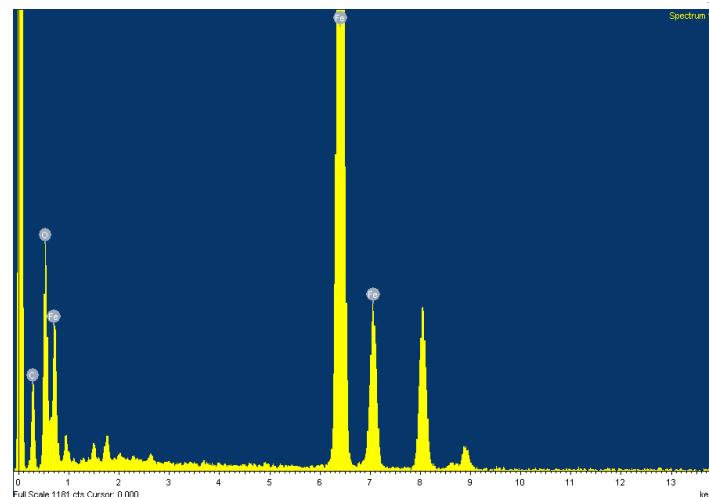


圖 14 磁性活性碳進行 EDS 元素測定之結果

5.2.2. 重金屬吸附移除效果：本研究針對八種法規中之重金屬進行吸附研究，八種重金屬之濃度分別為 1.0、0.1 及 0.05 mg/L，磁性活性碳之用量為 1.0 g/L，結果如圖 15、16 與 17 所示。其中砷與汞之吸附移除效果最為顯著，砷在 240 分鐘內分別可移除 95%、100%及 100%，而且是在 60 分鐘內即達平衡，由於本實驗室曾經合成粒徑約 1.0 nm 之奈米磁鐵礦結晶顆粒，對 1.0 mg/L 砷酸之吸附平衡可在 15 至 30 分鐘內達成³⁵，預期這些對砷之較佳去除效果部分是因氧化鐵存在於活性碳之表面所致；對汞之去除率則分別為 22%、96%與 100%，亦相當良好。進一步探討其吸附移除動力學參數，以一階動力學（first order

kinetics) 模擬時，其 R^2 僅達 0.5761；以二階動力學 (second order kinetics) 模擬時，其 R^2 達 0.9151；以擬二階動力學 (pseudo second order kinetics) 方程式模擬時，其 R^2 達 0.9995，可見其較符合擬二階動力學方程式⁴⁸。由於本實驗室針對磁鐵礦奈米顆粒吸附砷酸之動力學研究已經確認其吸附移除動力學為一階³⁵，而磁性活性碳之移除砷之動力方程式較符合擬二階，顯示兩者之吸附行為仍有實質之不同；而汞與鉛也有類似之情況，也是較符合擬二階之動力學方程式。目前，本計畫所製備之磁性活性碳僅對砷、汞與鉛有較明確之吸附移除效果，而此三種重金屬在二仁溪三處採樣所得底泥中含量並不高，顯示此材料對二仁溪底泥重金屬移除效果可能有限；而且重金屬在底泥中之型態可能大多與底泥形成鍵結態⁴⁵，並非以目前測試之離子形態存在，在實際應用上也刻能受限。因此，磁性活性碳之應用仍應以去除底泥中之疏水性有機污染物為主。

表 9 磁性活性碳對砷與汞模擬之決定係數(R^2)結果

重金屬	濃度(mg/L)	一階	二階	擬二階
砷	1.0	0.5761	0.9151	0.9995
汞	1.0	0.0549	0.0478	0.9392
鉛	1.0	0.1547	0.1439	0.9864
砷	0.10	NA	NA	NA
汞	0.10	0.6052	0.8417	0.9997
鉛	0.10	0.278	0.2925	0.9997

註：NA 是因砷吸附在 15 分鐘已達平衡，致資料不足而無法進行動力學探討。

依據文獻中所載之擬二階之方程式如下式所示⁴⁸。

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{h} + \frac{1}{q_c} t \text{-----}(2)$$

其中 t 為吸附時間， q_t 為時間 t 時在吸附材上之吸附量， q_c 為達平衡時在吸附材上之吸附量， h 為常數 可藉由 $\frac{t}{q_t}$ 與 t 作圖或是計算其相關性，即可得常數 h 與 q_c 。茲將 1.0 mg/L 之砷與 0.10 mg/L 之汞依式(2)作圖之結果呈現如圖 18 所示。

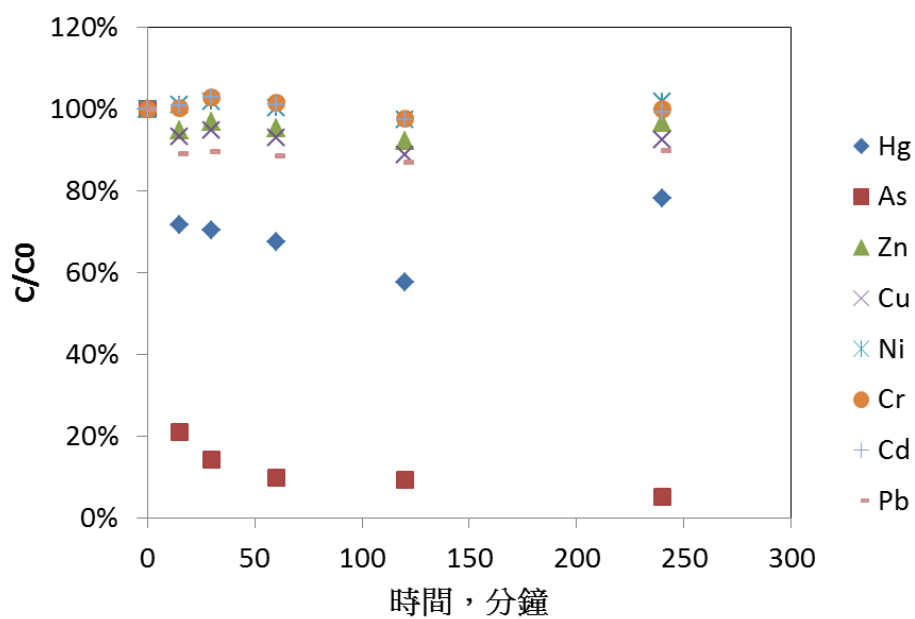


圖 15 磁性活性碳對 1.0 mg/L 之八種重金屬吸附效果

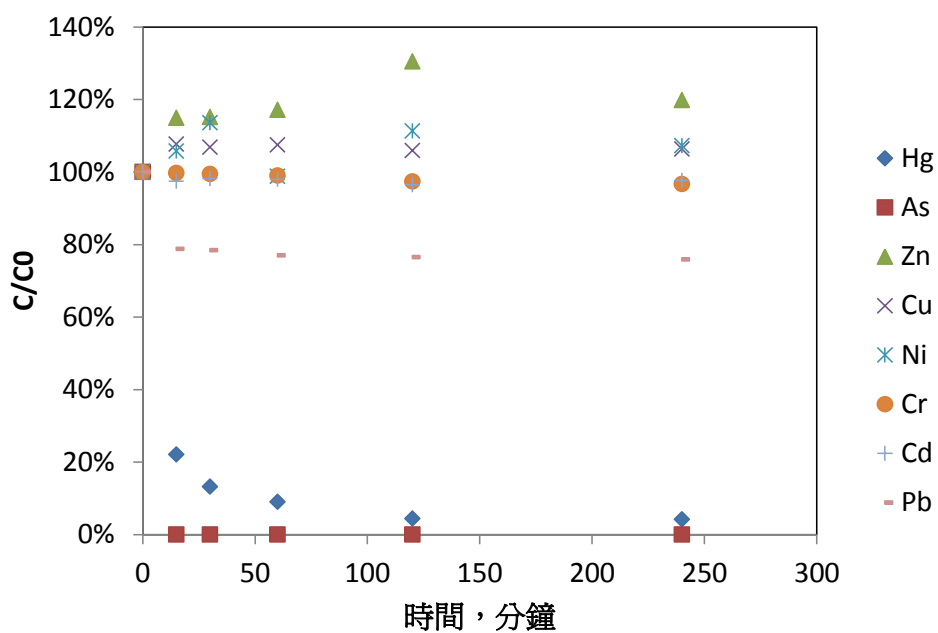


圖 16 磁性活性碳對 0.1 mg/L 之八種重金屬吸附效果

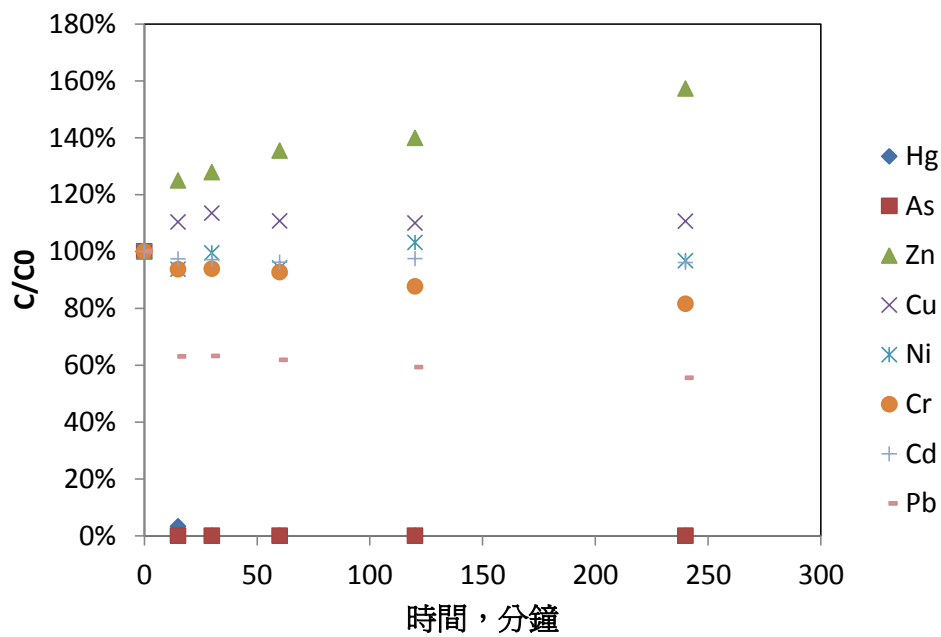


圖 17 磁性活性碳對 0.05 mg/L 之八種重金屬吸附效果

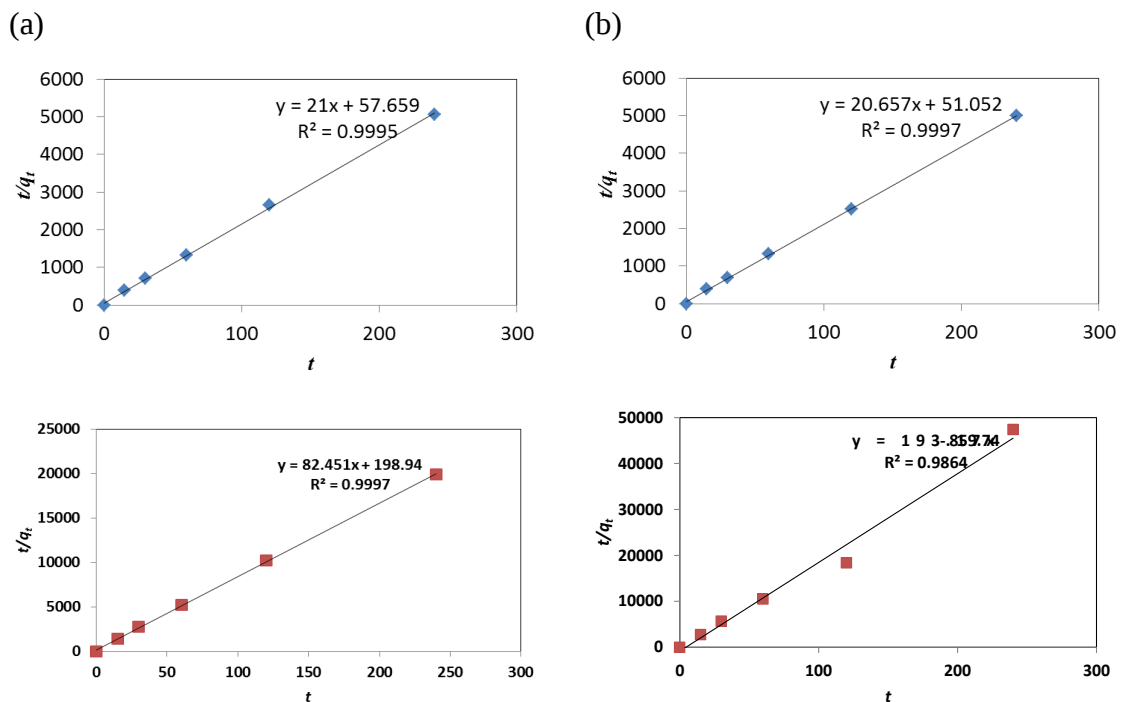


圖 18 砷、汞與鉛之擬二階動力方程式模擬圖，(a)為 1.0 mg/L 之砷，(b)為 0.10 mg/L 汞、(c)與(d)分別為 0.10 mg/L 與 1.0 mg/L 之鉛

5.2.3. 磁性活性碳之回收及去除效率測定

針對 Aroclor 1254 進行動態之吸附回收研究，污染物初始濃度係參考我國河川底泥中曾經測得之濃度，如我國河川底泥污染依行政院環境保護署過去十餘年來持續監測資料顯示，二仁溪底泥中屢次檢出含氯之疏水性有機污染物。就二仁溪而言，其底泥表層（0~15 公分）底泥中之 PCBs 之主要成分為 Aroclor 1240，深層則接近 Aroclor 1242 和 Aroclor 1254 之特徵（16 至 35 公分），其濃度為 0.48 至 4.32 mg/kg⁴⁹，PCBs 部份，因已經遠超我國現行之底泥品質指標標準下限值（0.09 mg/kg）約 5~50 倍；嘉南藥理科技大學陳意銘教授團隊曾於 2005 至 2006 年於二仁溪採樣，經檢測後發現濃度可高達 2.718 mg/kg⁵⁰；本實驗室曾於 2011 年 5 月針對二仁溪與三爺溪匯流處之底泥進行模場試驗之底泥採樣及分析，在分析之前已經針對所有底泥（約 500 公升）進行充分混合才取樣，經檢測發現 PCBs 平均濃度已經超出下限值 2.71 倍。

因此選定初始濃度 5.0 mg/kg 並分別於 0、1、2、4、8 及 12 小時進行犧牲式樣品取樣。磁性活性碳用量為 1.0 g/L、碳泥比取 1.0%，（即磁性活性碳用量：模擬底泥）。實驗結果如圖 19 所示，此圖為磁性活性碳對於 Aroclor 1254 之去除率。在第 1 至 2 小時去除率有明顯上升的趨勢，第 2 個小時其去除率達到最大值 81.9%。在第 4 小時之去除率逐漸下降，推斷其可能原因為 MNP 暴露於溶氧環境下而氧化為 maghemite 或是 hematite 而磁性下降，導致稀土強磁鐵無法順利將其自底泥中分離出來，即使 Aroclor 1254 已經吸附於活性碳，卻因無法分離而與樣品一同進行萃取步驟與檢測分析，導致殘餘濃度有增加之趨勢，移除率也就相對下降。整體來看，第 4 小時與前兩個小時間點去除率並無明顯差異，建議如果使用此材料去除 Aroclor 1254，應選擇 4 小時以內即進行回收去除較為合適。另外針對 4 小時以後之去除率，將繼續探討磁性活性碳在天然底泥環境（通常為厭氧狀態）下之磁性喪失與時間之關係以及 MNP 顆粒大小可能造成之影響，以進一步優化此處理方法之效能。

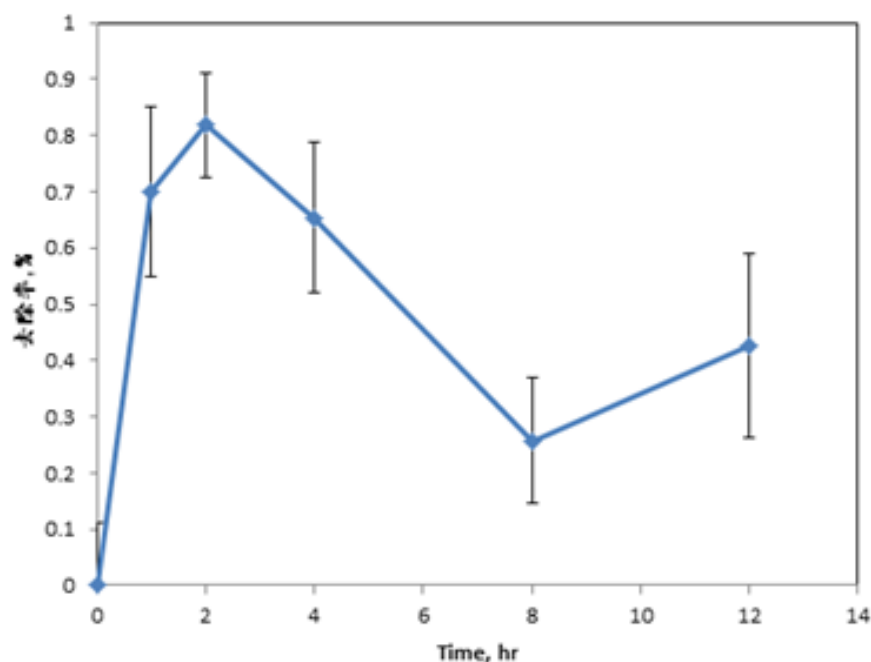


圖 19 磁性活性碳對 Aroclor 1254 之去除率

針對以上實驗，本計畫希望繼續進行優化實驗（已經超出原計畫核定內容），以確認在何種環境條件下以何種方式製備以及如何回收均納入考量，故進行不同碳泥比、不同氧化鐵比率、底泥中添加不同有機質及污染物濃度對回收收除率之影響，且採犧牲式採樣以得到最佳之操作條件。因變數甚多，故採用田口實驗室設計之 4 因子及 3 水準之 L9 表設計實驗組合如下表所示。其中碳泥比為加入之活性碳與底泥質量比，碳鐵比為製備磁性活性碳

表 10 磁性活性碳之田口方法試驗條件

實驗組別	碳泥比	碳鐵比	有機質(%)	污染物濃度 (mg/kg)
1	1%	1	0	5
2	1%	2	0.1	20
3	1%	3	1.0	100
4	5%	1	0.1	100
5	5%	2	1.0	5
6	5%	3	0	20
7	20%	1	1.0	20
8	20%	2	0	100
9	20%	3	0.1	5

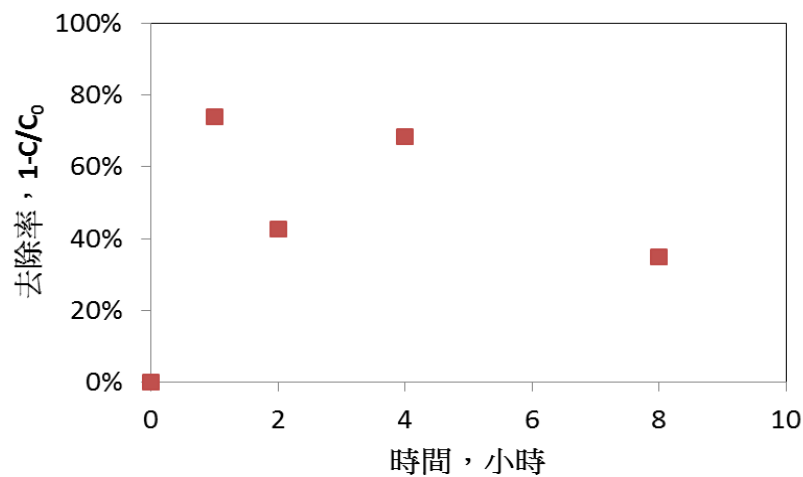


圖 20 第 5 組實驗之磁性活性碳對 Aroclor 1254 之去除率

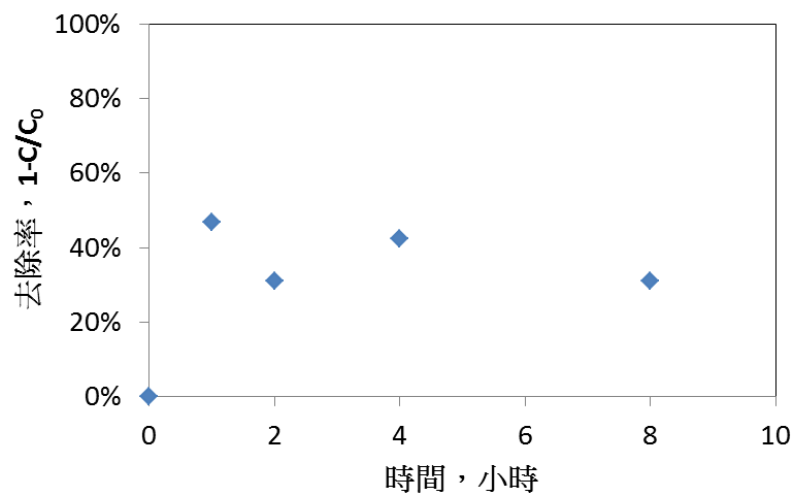


圖 21 第 8 組磁性活性碳對 Aroclor 1254 之去除率

之活性碳與奈米氧化鐵之 3 種比例，有機質為添加有機培養土之百分比，污染物濃度為添加 3 種不同污染物濃度。由於部分實驗尚未完成，將以第 5 組與第 8 組實驗結果說明如下，實驗結果如下圖所示。2 組之最佳去除率均為在 1 小時進行回收者；但第 5 組組織去除率可達 78%，而第 8 組之最佳去除率僅達 46%。而兩組之相同處為所使用之磁性活性碳之碳鐵比是相同的，差異最大的是碳碳泥比相差四倍，但較低加量反而效果較佳，可見磁性活性碳之加入量不需使用高加量，而較高之有機質在回收去除率似乎有未造成負面影響，而污染物濃度較高者可能造成去除效率下降，目前僅就可觀察部分進行推論，待所有 9 組資料均齊備時，可更加確定各因子之影響。但現在可以確定的是加入磁性活性碳後進行回收之時間應該在 1 至 4 小時之間為佳，亦即磁性活性碳的確可成為現址整治技術之選項之一。

5.3. 快速電磁感應加熱玻璃化

快速電磁感應加熱法除先進行二仁溪底泥中污染物與元素分析外，已經另外完成三項主要工作，即高溫爐內進行玻璃化先期試驗、電磁感應法進行真實二仁溪底泥玻璃化及其重金屬之毒性溶出試驗、以添加玻璃砂進行相對低溫玻璃化可行性試驗，以下分項說明之。元素分析之目的在於調配適當比例之添加物，如 14.2% 氧化鈉、10% 氧化鈣、2.5% 氧化鎂、0.6% 氧化鋁以有效促進玻璃化。

5.3.1. 高溫爐內進行玻璃化先期試驗：由於電磁感應所需之設備市價約在新台幣 55 萬元左右，非本計畫經費所能支應，經情商台中地區之廠商供本研究嘗試試做。但為避免在現場浪費對方太多時間，故先於本系水質實驗室之高溫爐進行加溫至 500°C 與 1100°C 以上之試作。在 500°C 下加溫約 1.0 小時，所完成之玻璃化之底泥照相如圖 19 所示，由左至右分別為底泥重量百分率 0%、1%、2%、5%、20%之鐵砂(底泥乾重做為總重)。由圖可見，在 500°C 下加溫所完成之成品似乎無法達到玻璃化之目的，表面均有一層分散之底泥顆粒未能完全固結，顯示在目前的配方下，直接以相對低溫進行玻璃化是不可行的，必須改變配方（詳見下 2 節說明）。為確定目前配方玻璃化所需溫度，故也嘗試在高溫爐中進行加溫至 1000°C 以上之試作，最後在 1100°C 下加溫約 1.0 小時，可達到完全之玻璃化，所完成之玻璃化之底泥如圖 20 示，由左至右分別為底泥重量百分率 0%、1%、2%、5%、20%之鐵砂(底泥乾重做為總重)。由圖可見，隨著加入鐵砂比例漸漸提高，顏色由純白色、墨綠色、微綠咖啡色、棕色到黑棕色，同時隨著鐵含量增加，表面也由光滑漸漸變成粗糙及顯出孔洞。在時間緊迫下，研究團隊決定先就目前可行之條件進行第 1 次電磁感應加熱玻璃化測試，詳見下節說明。



圖 22 在低溫 500℃ 下底泥玻璃化成品



圖 23 在高溫 1100℃ 下底泥玻璃化之成品

5.3.2. 電磁感應法進行真實二仁溪底泥玻璃化及其重金屬之毒性溶出試驗：此測試為初步測試，且為避免合作廠商測試人員暴露在二仁溪底泥中可能之可揮發性污染物，所有測試底泥均於烘箱中經過至少 24 小時烘烤後才進行測試。最初 3 個樣品測試加熱條件，在測試條件時，以石墨坩堝作為加熱容器，並以專業紅外線溫度計進行溫度溫度加熱物質表面溫度量測，經過三次測試後確定以 380 伏特電壓，65 安培電流，可在 65 秒內完成玻璃化，加熱溫度最高達 1450℃，在固定條件

下，三次加熱之平均溫度隨時間變化之關係如圖 21 所示。電磁感應加熱主要是靠磁滯效應 (magnetic hysteresis) 與渦電流 (eddy current) 磁滯效應必須感應磁場內之物質具有明顯磁矩方可，一般氧化鐵之 Curie Temperature 約在 600-700℃ 左右，所以當電流接通後在線圈內會產生強磁場，此時可見已經混合在底泥樣品中之鐵砂均豎立起來，但在溫度超過 600-700℃ 以上時，此現象即消失；在 Curie Temperature 以上，鐵磁性物質之磁滯現象將消失，必須靠感應渦電流繼續加熱 (以及部分石墨坩堝之電磁感應) 加熱，但由圖 21 可見，在 700℃ 溫度爬升非常快，也顯示的確在加入鐵砂之情況下藉由磁滯效應 (magnetic hysteresis) 效應加熱之效率的確較高，若以對數模式進行模擬可得到 R^2 為 0.9903 之曲線方程式如下

$$T = 360.27 \times \ln(t+1) + 7.1218 \text{-----} (3)$$

其中 T 為溫度，t 為時間。依此曲線方程式推估，達到 600℃ 與 700℃ 之時間分別需 3.40 與 4.72 秒，而加熱到 1400℃ 則需要 47.60 秒，兩者相差 10 倍以上，由於使用之電力相同，若能夠在 600-700℃ 以下即達成玻璃化，其成本將可降低相當多。試驗之加熱期間嘗試以照相與錄影方式記錄經過情形，但因輻射熱造成現場溫度過高，攝錄影器材也容易因此過熱必須中斷，所以整體測試時間因而拉長。此處將多次照相之結果呈現如圖 22 所示，記錄加熱至 1450℃ 之前期、中期與末期之情況，圖 a 為 700℃ 以下，圖 b 為 700℃ 以上之情形，圖 c 為最終完成時移出坩堝之情形。圖 23 則是經玻璃化之底泥冷卻後之情況，圖中陶瓷坩堝中有如髮絲狀物質為刮勺在底泥尚未冷卻凝結時沾黏而拉出成形之絲狀玻璃物質。依上述條件經完成 7 個條件之底泥固化之後，將樣品攜回實驗室依有害事業廢棄物之毒性溶出實驗，其毒性溶出實驗之重金屬測定後之前後濃度如圖 24 與表 11 所示。由圖 24 可見在增加鐵砂比例情況下，似乎各項重金屬之溶出濃度略有下降之趨勢，其中以鋅及鎳最為明顯。由表 11 可見，除了鎘與汞在測試底泥中原本濃度即為未檢出無法計算安定率之外，其餘各種重金屬之安定率在 97.0-100.0% 之間且均未超出目前環保署所制定之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」之底泥品質指標標準；其中最高者為鋅與鎳，但鋅僅達上限值之 6.1% 與下限值之 16.7% (玻璃化前原本為上限值之 1.73 倍與下限值之 4.75 倍)；鎳達上限值之 6.0% 與下限值之

20.1% (原本為上限值之 1.59 倍與下限值之 5.30 倍)。由此結果可見，在 1400-1450℃ 下玻璃化之底泥在重金屬污染部分的確可以達到安定化之目的，即使留存於現地底泥中也絕對可以符合目前法定之底泥品質指標之相關規定。

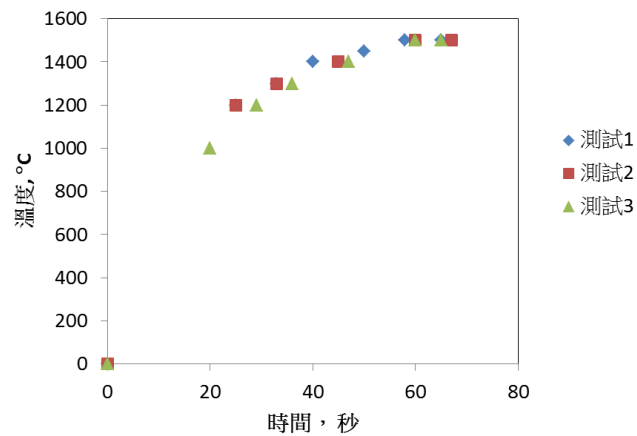


圖 24 加熱時間與溫度關係

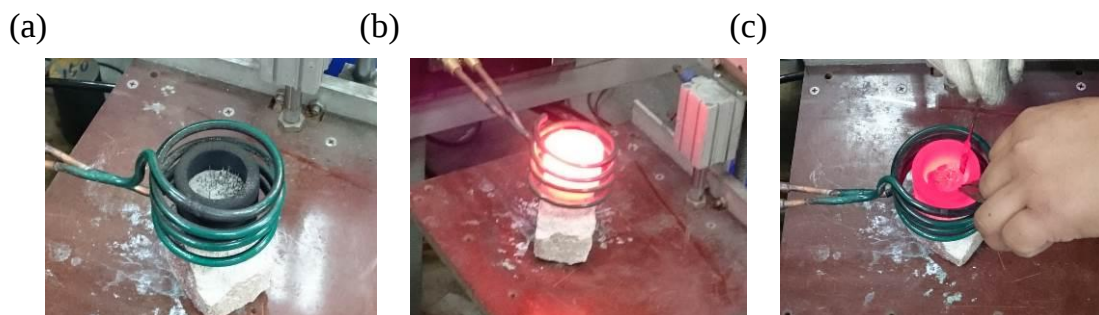


圖 25 電磁感應加熱玻璃化之前中後情況



圖 26 玻璃化固化冷卻後之底泥

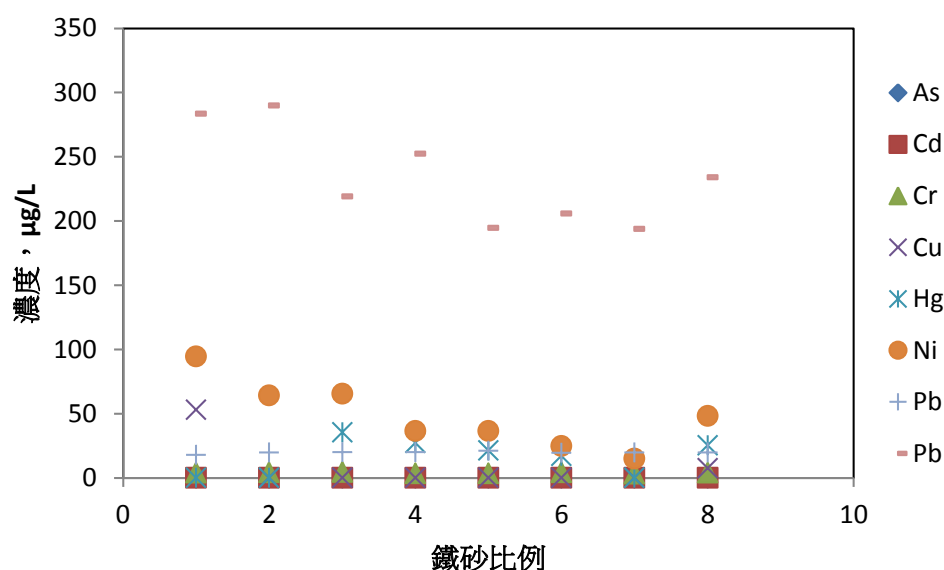


圖 27 經玻璃化之底泥毒性溶出實驗結果

表 11 經玻璃化之底泥毒性溶出實驗結果（單位：µg/L）

重金屬	鐵砂比例							平均	安定率	符合法規
	0%	5%	10%	20%	25%	33%	60%			
砷 (As)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	100.0%	是
鎘 (Cd)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NA	是
鉻 (Cr)	4.1	4.3	4.7	3.6	3.4	4.4	3.4	4.0	99.9%	是
銅 (Cu)	53	0	0	0	0	0	0	7.6	99.8%	是
汞 (Hg)	ND	ND	36	27	21	17	ND	25	NA	是
鎳 (Ni)	95	64	66	36	36	25	15	48	97.0%	—
鉛 (Pb)	18	20	20	20	21	20	20	20	98.1%	—
鋅 (Zn)	283	290	219	252	195	206	194	234	97.4%	是

註：NA 是因為鎘與汞在原始樣品中濃度即為 ND，無法計算安定率。「—」是因毒性溶出試驗中並未規範該項重金屬濃度。

5.3.3. 以添加玻璃砂進行相對低溫玻璃化可行性試驗：如前所述，若能在 700℃ 即完成玻璃將可大幅降低成本，故繼續探索在相對低溫下進行玻璃化之可行性，故以一般市面上可購得之極細小玻璃砂（成型溫度約在 500-600℃ 之間），將此玻璃砂包覆底泥並以實驗室中高溫爐加熱至 1000℃ 為時 1.0 小時，結果如圖 25 所示，由左至右分別為添加底

泥重量百分率 0%、1%、2%、5%、20%之鐵砂（底泥乾重做為總重）之樣品。由於是採用包覆之方法，所以中間部分之底泥顆粒並未凝結，目前正進行修正之充分混合後再嘗試較低溫度之玻璃化，目標是希望能將玻璃化溫度將低到 700℃ 以下。



圖 28 高溫爐加熱至 1000℃ 之底泥玻璃化情形

5.3.4. 底泥真空乾燥與含水情況下進行玻璃化之可行性

為證實本研究中先前假設在密閉空間內進行真空乾燥之結果可以達到與目前之烘箱乾燥類似之乾燥程度，特別進行真空乾燥與烘箱乾燥之比較，故就本計畫中所採樣之三處地點之底泥進行測試，其測試結果如下圖所示。三處底泥重複樣品測試，其誤差範圍以 95%信心區間表示，僅有五空橋一處之乾燥程度有顯著差異，但平均差值為 3.6%之含水率差異。另為證實即使未完全乾燥之底泥也可以進行有效之玻璃化，本研究也針對烘箱乾燥後之底泥（假設烘箱乾燥後之底泥接近 0% 含水率）、20%及 40%含水率之底泥進行玻璃化試驗，試驗結果彙整如表 12 所示。其中鎳與鉛超過底泥品質標準，但此部分與原始底泥中之鉛濃度比既可發現已經超出甚多，研判是因為此部分實驗是在摻配低溫玻璃砂之後所進行，可能在測定時受到高濃度樣品之 carry over 之影響，因為低溫玻璃砂中鉛含量原本即相當高且此鉛濃度較原始尚未處理之底泥中鉛濃度更高，殊不合理，此部分將進行重複試驗以釐清疑點。

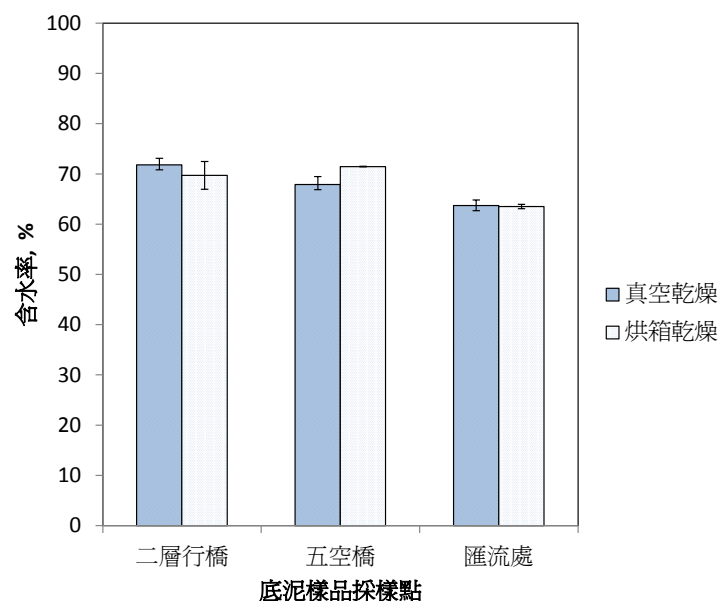


圖 29 不同乾燥方法之比較

表 12 不同含水率之底泥經玻璃化毒性溶出實驗結果（單位：μg/L）

重金屬	20%含水率	40%含水率	符合法規
As	81.2±13.1	71.4±14.9	是
Cd	7.8±0.08	5.3±0.9	是
Cr	23.3±6.1	33±13.3	是
Cu	28.9±8.2	5.7±0.4	是
Hg	ND	ND	是
Ni	284±40	194±75	—
Pb	9097±6056	1399±520	—
Zn	481±105	432±69	是

註：「—」是因毒性溶出試驗中並未規範該項重金屬濃度。

5.3.5. 空氣污染物收集測試

為確定此處理方法是否會造成排氣中含有部分有機污染物，鑒於 PCBs 多附著於粒狀物質，故進行玻璃化過程中空氣 PM1.0 之收集及 PCBs 檢測，採樣是利用如圖 27 所示之檢測裝置，檢測之結果顯示，所有鐵氟龍濾紙上固體物經過加速溶劑萃取 (accelerated solvent extraction) 與管柱清理 (clean-up) 後以 GC-ECD 進行檢測，結果均為 ND。依據本實驗室 GC-ECD 之多氯聯苯之偵測極限以及底泥中多氯聯苯之初始濃度，空氣污染物中多氯

聯苯至少需小於 2% 以下，才會無法偵測，而固體物中也已經測不到濃度，故此結果顯示 PCB 去除率必須達到 96% 以上才可能無法偵測。文獻中也有以大型電漿加熱玻璃化裝置進行底泥玻璃化之前例，在測試溫度為 1250°C 至 1450°C 下，其中 PCB 之摧毀百分比可達 99.976%，該試驗也進行 121 種有機污染物，平均摧毀百分比為 99.9999%⁵¹。本實驗之最佳溫度為 1400°C -1450°C，故 PCB 之摧毀百分比估算應尚屬合理。



圖 30 現場玻璃化實驗時採集空氣污染物之裝置圖

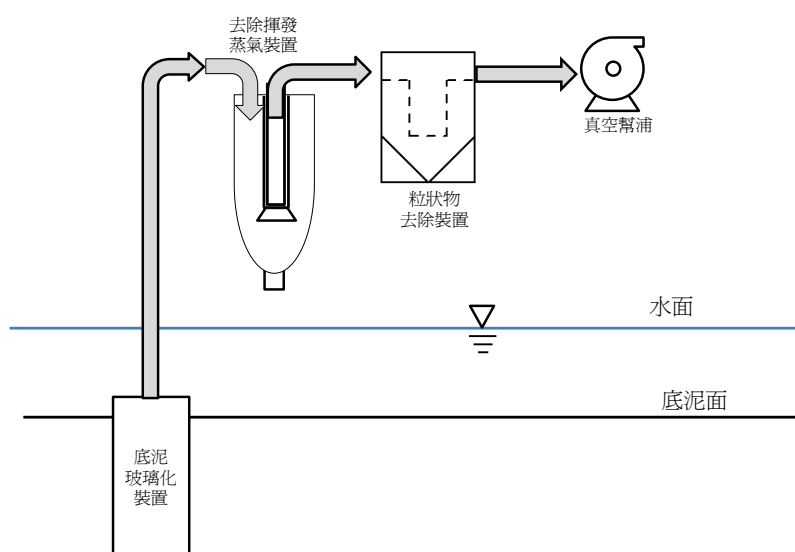


圖 31 現場玻璃化尾氣污染防治設備流程示意圖

雖然目前證據顯示底泥玻璃化可有效摧毀有機污染物，但仍應針對抽真空之初期可能產生之污染物進行尾氣處理設計。由於多氯聯苯屬疏水性物質，絕大部分質量將吸附於顆粒表面且 $\log K_{ow}$ 甚高，可達約 6.5 且在常溫下蒸氣壓甚低，故不易在初期真空乾燥時隨水蒸氣或是氣流移動，大部分會在加熱時達其沸點（約 365°C -390°C）時釋出，但因本技術之加熱速度非常快，依 5.3.2 節之方程式(3)之推估：在 365°C 至 390°C 之升溫停留時間僅 0.194

秒(即 1.700 至 1.894 秒之間)，因此推估尚未蒸發前已經與空氣開始反應，在真空乾燥下可能直接熱解，在有氧氣情況下，可於 270°C 至 360°C 區間產生相當量之多氯呋喃(polychloro dibenzofuran, PCDF)，但其實驗是以停留間約一周之情況下所獲得⁵²，在本技術之加熱情況下不致發生。為避免任何其他污染物之釋出可以下圖所示意之流程進行處理，應可有效去除尾氣之污染。蒸氣收集後可以回收焚化，粒狀物捕捉後可以事業廢棄物處理進行掩埋處理。

5.3.6. 相對低溫玻璃化毒性溶出試驗

以添加玻璃砂進行相對低溫之電磁感應加熱玻璃化可行性試驗，如前所述，若能在更低溫度下完成玻璃化，則可大幅降低成本。為達到此目的，則必須今添加中溫與低溫玻璃砂進行玻璃化與直接相對較高溫玻璃化進行試驗，為求有效進行試驗，採用田口方法三因子三水準之 L9 直交表進行實驗設計，其因子搭配情況如表 13-15 所示。實驗結果如表 16-18 所示。針對 1400°C 部分，因為已經在第一次測試即確認其溫度，故僅測試不同採樣點與不同之鐵含量，其結果見表 17，所有均通過法規之下限值，表示此方法在不同底泥與不同鐵砂添加量下均可達到有效之固定化。而添加中溫玻璃砂部分，在所有組合中均可有效完成玻璃化並達到安定化之目的。再進一步添加不同配方之玻璃砂進行低溫玻璃化後發現，此低溫玻璃化之結果為 Cd、Pb 以及 Zn 均未能合格，其原因是此低溫玻璃砂本身即含過量之重金屬所導致。

表 13 在 1400°C 玻璃砂添加之田口方法試驗條件

實驗組別	採樣點	鐵含量(%)
1	匯流處	0
2	匯流處	20
3	匯流處	60
4	二層行橋	0
5	二層行橋	20
6	二層行橋	60
7	五空橋	0
8	五空橋	20
9	五空橋	60

表 14 在中溫玻璃砂添加之田口方法試驗條件

實驗組別	添加比例	溫度	採樣點	鐵含量(%)
1	1:2	800	匯流處	0
2	1:2	900	五空橋	20
3	1:2	1000	二層行橋	60
4	1:4	800	五空橋	60
5	1:4	900	二層行橋	0
6	1:4	1000	匯流處	20
7	1:8	800	二層行橋	20
8	1:8	900	匯流處	60
9	1:8	1000	五空橋	0

表 15 在低溫玻璃砂添加之田口方法試驗條件

實驗組別	添加比例	溫度	採樣點	鐵含量(%)
1	1:2	300	匯流處	0
2	1:2	360	五空橋	20
3	1:2	400	二層行橋	60
4	1:4	300	五空橋	60
5	1:4	360	二層行橋	0
6	1:4	400	匯流處	20
7	1:8	300	二層行橋	20
8	1:8	360	匯流處	60
9	1:8	400	五空橋	0

表 16 在 1400°C 下進行底泥玻璃化結果

組別	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	ND	0.714	1.373	10.56	ND	15.615	11.125	50.25
2	ND	0.591	1.6385	0.243	ND	6.605	8.295	38.145
3	ND	0.179	1.181	ND	ND	12.72	4.043	49.705
4	ND	0.506	1.5525	ND	ND	2.849	31.85	42.58
5	ND	ND	1.5535	0.1185	ND	4.38	81.35	61.5
6	ND	0.5905	1.5505	2.8195	ND	1.0995	1.874	51.6
7	ND	0.5375	1.4865	2.532	ND	4.136	6.195	81
8	ND	ND	1.7665	ND	ND	5.24	3.426	78.25
9	ND	ND	1.5065	0.1945	ND	1.9515	3.3325	43.995

表 17 在 1400°C 下進行底泥玻璃化與法規下限值比較結果

組別	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
2	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
3	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
4	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
5	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
6	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
7	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
8	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
9	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y

表 18 添加中溫玻璃砂下進行底泥玻璃化結果

組別	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	1.195	0.349	0.575	4.085	ND	2.513	10.29	28.03
2	0.187	0.057	0.9	ND	ND	0.074	0.775	13.79
3	ND	ND	1.115	ND	ND	0.159	0.37	9.545
4	ND	0.066	0.936	ND	ND	0.187	3.67	19.32
5	2.452	0.459	0.561	0.008	ND	0.397	0.777	15.84
6	0.662	0.259	0.739	ND	ND	0.261	1.015	11.78
7	ND	0.235	0.827	0.236	ND	0.372	1.844	14.45
8	1.142	0.64	0.613	0.987	ND	0.563	0.843	13.19
9	ND	ND	0.85	0.01	ND	ND	1.043	12.18

表 19 添加中溫玻璃砂下進行底泥玻璃化與法規下限值比較結果

組別	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
2	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
3	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
4	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
5	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
6	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
7	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
8	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
9	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y

表 20 添加低溫玻璃砂下進行底泥玻璃化結果

組別	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	1.195	0.349	0.575	4.085	ND	2.513	10.29	28.03
2	0.187	0.057	0.9	ND	ND	0.074	0.775	13.79
3	ND	ND	1.115	ND	ND	0.159	0.37	9.545
4	ND	0.066	0.936	ND	ND	0.187	3.67	19.32
5	2.452	0.459	0.561	0.008	ND	0.397	0.777	15.84
6	0.662	0.259	0.739	ND	ND	0.261	1.015	11.78
7	ND	0.235	0.827	0.236	ND	0.372	1.844	14.45
8	1.142	0.64	0.613	0.987	ND	0.563	0.843	13.19
9	ND	ND	0.85	0.01	ND	ND	1.043	12.18

表 21 添加低溫玻璃砂下進行底泥玻璃化與法規下限值比較結果

組別	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
2	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
3	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
4	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
5	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
6	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
7	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
8	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N
9	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N

5.4. 改良凝膠過濾法

改良凝膠過濾法已經完成特殊凝膠製作以及 2 次之凝膠過濾測試，詳述如下。

5.4.1. 特殊凝膠製作：

凝膠製作方法係參考文獻⁵³並經實際測試修改後採用之，簡述如下。將聚乙烯醇、海藻酸鈉及 CaCO_3 依比例配置加入水中，將含凝膠溶液之錐形瓶密封後放入滅菌釜加熱，將凝膠至於磁石攪拌機上攪拌並控溫，接上管子及針頭，利用蠕動幫浦將凝膠滴入交聯劑中成型，成型完之凝膠球狀物繼續浸泡交聯劑，將交聯劑洗去後加入酸液浸泡進行發泡反應使表面產生較大孔

隙，然後將酸液洗去，用去離子水浸泡一小時，最後再洗淨即可。共完成 4 種不同凝膠，如圖 26 所示，各圖右下方之白色線段長度為 100 μm 。圖 26a 為相對較佳之結果，其孔洞開孔數量多，比例高且孔徑較大，孔徑經量測為 $43.18 \pm 8.79 \mu\text{m}$ (平均 $\pm$ 標準差)。其他條件做出來之凝膠之開孔面積比例較低或是孔徑過小不適合用來分離粒徑 20 至 30 μm 以下之底泥顆粒。因此，後續凝膠過濾實驗選用圖 26a 之材料進行。

5.4.2. 凝膠過濾測試

以圖 26a 之材料針對安順廠海水池中之底泥進行測試先確認是否可以有效阻擋較小粒徑之底泥顆粒，其結果如圖 27 所示。由圖可見，較大顆粒可在前 10 分鐘通過凝膠管柱，而較小顆粒會在 20 分鐘之後才出現，因此基本上改良過後之凝膠應具有分離粒徑不同底泥顆粒之效果。

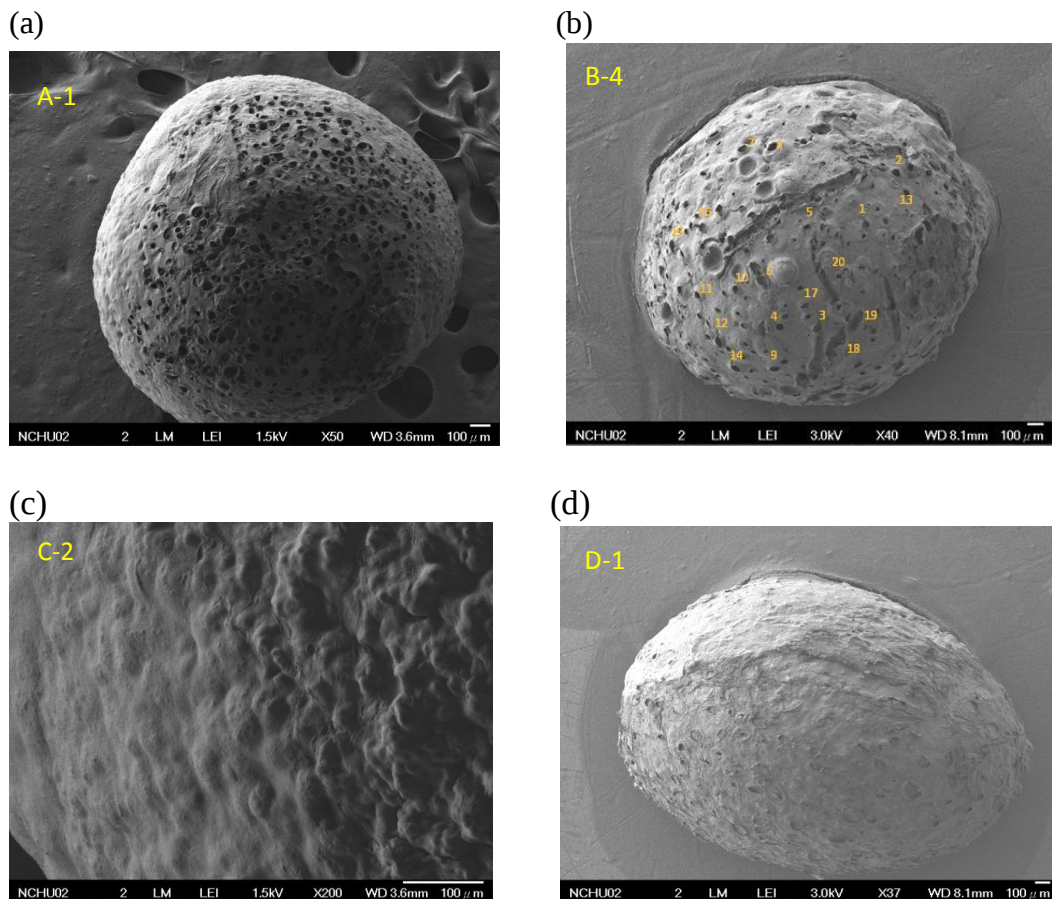


圖 32 四種不同之表面孔洞尺寸之改良凝膠材料

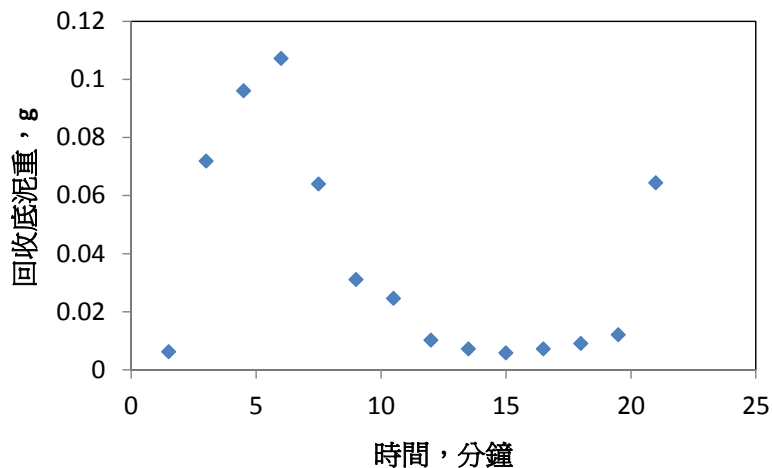


圖 33 凝膠過濾測試結果

5.4.3. 底泥凝膠過濾測試

實際應用於現地凝膠過濾之方式不太可能以典型凝膠過濾管柱之方式進行，即固定管柱後膠凝膠置入管柱中並為攪拌，待凝漸漸形成蓬鬆之充填狀態時即可進行待分離膠體溶液之注入，藉由水頭差進行過濾，但實際應用於現地時，不可能故意將底泥抽出在灌入之過濾濾床中，因為需要消耗之動力與裝置設備費用都會造成整治成本墊高。為改變此一情況，故設計一大型管柱可直接置入水中，將管柱內與管柱外之水及淺層底泥與外界隔離，在管柱內進行表層底泥與上方水柱之攪拌造成大部分顆粒均成為懸浮態之情形，再將可滑動且裝填有凝膠之透水柱狀體由此管柱上方向下方滑動至底部，部分大顆粒將直接撞擊凝膠而向下沉降，小顆粒則可進入凝膠中，但部分大顆粒與小顆粒將穿透凝膠而進入此柱狀體之上方水柱，此時將柱狀體自河床底部緩緩升起，預留部分空間容納大顆粒通過沉降，小顆粒則繼續懸浮，此時再將柱狀體在不劇烈擾動水體之前提下，緩緩向上方移動，此時懸浮於水柱中之小顆粒將有機會與凝膠接觸而大部分為凝膠所捕捉。實驗裝置如下圖所示，此部分僅模擬上方之底向下方透過凝膠之情況，底泥測試樣品是以模擬底泥進行測試，由上方注入模擬底泥時，為避免大小顆粒分離，需使用一部極小之攪拌器將顆粒均勻分布於水相中並立即一次性注入，注入後由於沉降速度大致遵行史托克定律，即沉降速度與直徑平方成正比，可以見到較大顆粒迅速穿透凝膠濾層沉澱至底部，部分小顆粒可能因注入時之向下流之速度較快而穿透濾床達到下方收集之燒杯中並再次呈現懸浮狀態。因需要收集足夠之底部顆粒並進行乾燥方能呈現進行凝膠過濾前後之粒徑分布差異，故總共進行了 15 個批次之過濾，在 105-110°C 下乾燥約 24 小時，比

較凝膠過濾前後之粒徑分不如圖 35 所示。由此圖可知發現目前之凝膠已經具備初步分離不同粒徑之能力，但對絕大部分極細小顆粒(如 $2.0\mu\text{m}$ 以下)之去除率約僅 56.4%，尚未達理想程度。



圖 34 底泥凝膠過濾測試裝置

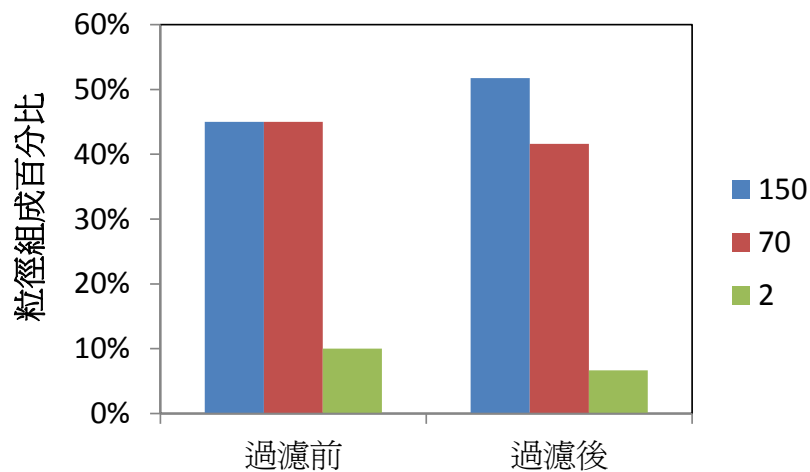


圖 35 底泥凝膠過濾測試結果

5.5. 本研究所研發技術之實用性與應用價值

本計畫所發展之三項技術之目的在於(1)改善目前現地整治使用活性炭添加但不予回收可能造成底泥污染區域擴大之缺失、(2)針對浚漂法(dredging)造成污染物附著之細顆粒再次懸浮與擴散之缺失，進行局部高污染底泥區塊快速現地玻璃化之可行性研究以及(3)因應浚漂法(dredging)

造成高污染程度細顆粒底泥再懸浮難以立即有效去除之困境，進行現址改良式凝膠過濾去除之技術研發。因此，三項技術均是針對現場實際技術需求所進行之研發工作，因此務求實用性必須是可行且容易商品化之技術。

活性碳添加整治技術在水流速度較為緩慢之河川、港灣與小型湖泊中已經進行模場規模（pilot scale）以及全場址規模(full scale)之整治，其應用於現場整治之可行性與實用性是無庸置疑的。但是目前技術未能有效回收已吸附污染物之活性碳，此技術若應用於台灣之河川中，活性碳非常容易因水流速度快而遷移至河口處，也可能造成污染物在未污染區域脫附而形成新的污染或是進入食物鏈污染河口豐富生態系，最終將是人體健康受害，因此磁性活性碳即是聚焦在如何於現地施用之活性碳吸附平衡後立即進行強磁力之回收以杜絕後患。其實務應用方法為(1)偵測河段中具有高含有 TOC 成分底泥之區塊、(2)進行疑似污染區塊中之疏水性污染物濃度、(3)以特製之管柱狀反應器插入底泥中、(4)加入磁性活性碳並進行攪拌、(5)靜置 2-4 小時、(6)將特殊設計攪拌裝置通電成為強力電磁鐵進行緩慢攪拌以回收磁性活性碳、(7)靜置後將機具自底泥面緩緩升起及(8)進行檢測分析確認是否達到整治目標。

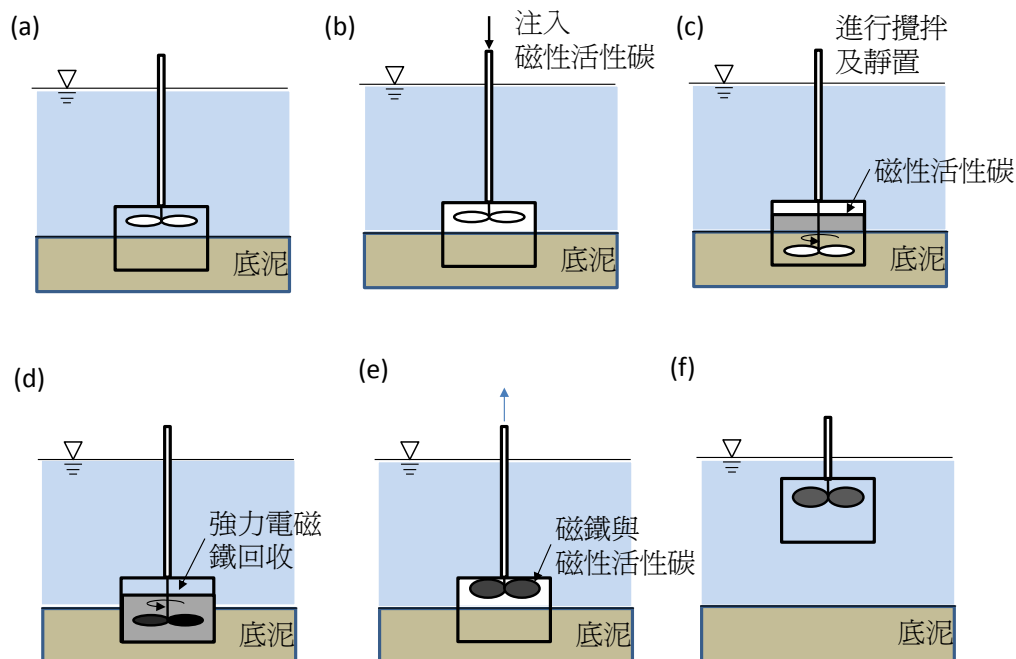


圖 36 磁性活性碳之實務應用方式

改良式凝膠過濾之粒徑分離技術是因國內廠商在進行實際底泥浚渫時實際發生之工程難題，由於浚渫法容易造成小粒徑之底泥顆粒流失而懸浮水柱（water column）中，在完成浚渫後立即採樣，所有樣品檢測值均符合法規標準，但在數個星期後重新採樣檢測結果卻有近 70%樣品超出法規標準，追根究底即在於浚渫法造成之細小底泥顆粒再懸浮，在工程完成當天進行採樣時尚未沉降至底泥表面，但在後續數週中卻能完全沉降在底泥表面，再次採樣時就成為新樣品中主要污染之顆粒物質，而底泥中有機物污染成分大多與顆粒之有機質表面結合，而細小顆粒具有高比表面積，所以能夠附著之有機污染物質質量也較高（據推估粒徑 30 μm 之細小顆粒所沾污染質量可達 90%），因此如何有效捕集底泥中之容易懸浮之細小顆粒是目前工程實務上亟須解決之難題；改良式凝膠過濾即提供一有效且成本低廉之捕集底泥細小顆粒之解決方案，其現場實用性是相當高的；目前國內已有廠商有意願進行後續商品化之持續合作研發。其實務應用法為製作一可伸縮大型空心管柱，將管制插入底泥中，進行攪拌將表層底泥顆粒揚起，然後置入裝有改良式凝膠之約 10-20 公分厚度但蓬鬆之凝膠碟狀物(gel disk)，在管柱內自上方向下方移動至底泥面再由下方向上方移動，在凝膠可有效攔截小顆粒之情況下即可有效分離大小顆粒。

而底泥中污染物分布之不均質程度相當高，亦即某區塊內重金屬污染濃度高，但下一區塊則未必如此。因此，在確認污染區塊後，如果能夠有針對性進行小區塊之現地污染物固定化，將可免除浚渫法之後遺症，如高污染程度小顆粒再懸浮而必須進行多次浚渫、污染區域擴大、後續運輸耗能與污染（及其費用）、中間處理耗能與污染（及其費用）以及最終處置耗能與污染（及其費用）等，現地玻璃化之研發構想即在於解決此一難題並且有效降低費用與成本。此次期中報告已經使用重金屬污染程度嚴重之真實二仁溪底泥進行測試，發現在 1400-1450°C 下，的確可以達到符合法規之目的；而在較低溫度(1000°C)下，也顯示有機會可以進行有效玻璃化，但在水中欲直接進行玻璃化，尚須克服水下氣密隔熱固化設備之開發、水下預熱及真空乾燥技術開發、水下相對低溫玻璃化技術研發(應至少在 500°C 以下)以及有效尾氣處理等；由於工業應用之水下焊接作業已經行之有年，且文獻中已證實在水下的確可以用電磁感應加熱方式進行焊接⁵⁴，因此在水下進行直接加溫之技術可行性是絕對可行的，但若溫度過高可能造成隔熱不易與耗能過高之疑慮。由於本計畫在此部分之研究尚屬可行性研究，離現場實用階段尚有距

離，但其未來市場潛力相對也較高，後續將繼續申請計畫進行更加低溫玻璃化與更加低成本添加物之技術之研發。

5.6. 現地底泥玻璃化之成本估計

以目前進度僅止於實驗室研發成果，尚未進行實場底泥整治模場試驗，進行成本估計可能產生相當大之誤差，但為因應環保署要求進行粗估，以下之估計均需要許多假設，茲將可設想之假設條列如下，數字部分僅能供作參考。假設(1)無空氣污染物收集處理、(2)所有玻璃化設備均為首年一次性購買，無貸款利息年金支付問題、(3)每年可至少處理 10,000 個約 1 公斤重之樣品、(4)設備壽命可達 15 年、(5)自第 4 年起，每年需要支付元設備費用之 8%作為設備維修費用、(6)不計入人事費用與管總費用。在這些條件下，預估每公斤處理成本約在新台幣 119 至 182 元之間。其中，電費約在 17%以下，而添加物之費用則占了八成左右，因此此技術之實用化有賴降低添加物之量，並且優化其加熱方式，以最少添加物與最短時間完成玻璃化應是最主要應克服之重點。

表 22 現址底泥玻璃化單位處理成本估算(15 年為基期，單位新台幣元/公斤)

項目	目前		15 年		備註
	費用	單價 (%)	費用	單價 (%)	
機具費用	500,000	3.3(2.8%)	778,984	5.2(2.8%)	150000 個樣品
維修費用	48,000	0.3(0.3%)	624,712	4.2(2.3%)	150000 個樣品
電費	15	15.3(12.9%)	31	30.5(16.7%)	電價漲幅 3%/年
耗材	100	100(84.0%)	143	142(78.1%)	物價增幅 3%/年
合計		119 (100.0%)		182 (100.0%)	

5.7. 結論

本計畫執行至今，獲得之結論如下：

1. 本研究以磁性活性碳針對法規規範之重金屬進行吸附研究，八種重金屬之濃度分別為 1.0、0.1 及 0.05 mg/L，磁性活性碳之用量為 1.0 g/L 下，砷與汞之吸附移除效果最為顯著，砷在 240 分鐘內分別可移除 95%、100%及 100%；對汞之去除率則分別為 22%、96%與 100%。進一步探討其吸附移除動力學參數；以擬二階動力學(pseudo second

order kinetics) 方程式模擬時砷及汞，其 R^2 可達 0.9997 與 0.9995，顯示磁性活性碳對砷之吸附行為與奈米氧化鐵仍有實質之不同。

2. 進一步測試實際回收情況下，發現磁性活性碳加入底泥中後不易直接回收且回收量隨處理時間增長可導致回收量減少，較佳之回收時間範圍介於加入後 1 至 4 小時之間，PCB 去除最高可達 81.9%。
3. 本研究針對底泥以電磁感應加熱玻璃化進行測試，經過三次測試後確定以 380 伏特電壓，65 安培電流，可在 65 秒內完成玻璃化，加熱溫度最高達 1450℃，在 0-700℃ 溫度爬升非常快，也顯示加入鐵砂之情況下藉由磁滯效應 (magnetic hysteresis) 效應加熱之效率的確較高，推估達到 600℃ 與 700℃ 之時間分別需 3.40 與 4.72 秒，而加熱到 1400℃ 則需要 47.60 秒，兩者相差 10 倍以上，若能夠在 600-700℃ 以下即達成玻璃化，其成本將可降低相當多。
4. 底泥以電磁感應加熱玻璃化後有害事業廢棄物之毒性溶出實驗結果顯示，各項重金屬之溶出濃度略有下降之趨勢，其中以鋅及鎳最為明顯。除了鎘與汞在測試底泥中原本濃度即為未檢出無法計算安定率之外，其餘各種重金屬之安定率在 97.0-100.0% 之間且均未超出底泥品質指標標準。由此結果可見，在 1400℃ 下玻璃化之底泥在重金屬污染部分的確可以達到安定化之目的，即使留存於底泥中也絕對可以符合目前法定之底泥品質指標之相關規定。
5. 添加玻璃砂進行高溫爐預先測試加熱玻璃化可行性時，測試結果證實在 1000℃ 下應屬可行。經過田口方法直交表實驗設計驗證添加中溫玻璃砂在 1000℃ 也可以有效安定底泥中重金屬。
6. 所有底泥玻璃化之空氣中粒狀污染物 ($PM_{1.0}$) 收集檢測 Aroclor1254 後發現均為無法檢出，估計其去除率至少達到 96% 以上。
7. 改良後之凝膠材料之孔徑可達 $43.18 \pm 8.79 \mu m$ ，以此凝膠進行安順廠底泥之凝膠過濾時，可順利將底泥顆粒分離為 2 個波峰通過，顯示應已經具有底泥顆粒初步分離之效用。
8. 經過模擬現地底泥凝膠過濾之形式進行分離之結果發現目前之凝膠已經具備初步分離不同粒徑之能力，但對絕大部分極細小顆粒(如

2.0 μm 以下)之去除率約 56.4%，尚未達最佳理想，但證實此方法之可行性。

5.8. 主要建議意見及未來或後續執行建議

針對本計畫之執行所產生之問題，整理出建議事項說明如表 12 及 13 所示。

表 23 立即可行建議意見及未來或後續執行建議

項次	建議意見
1.	建議針對底泥中奈米污染物應進行檢測技術研發、本土性生態風險評估技術研發及嘗試可能之整治技術研發。
2.	針對底泥污染之 potential responsible parties 之責任分擔制度 (responsibility allocation) 與科學基礎研究宜盡早建立，包括數值分析能力 (numerical modeling)、地質統計與污染物降解與分布模式 (如 polytopic vector analysis) 一併建立。建議環保署法務部門亦應介入共同建立法規制度。
3.	本計畫所研發之技術可應用於局部濃度集中之污染物，如疏水性有機污染物 (較高 K_{ow} 污染物)，可與遙測總有機碳之技術結合，即可進行現地局部高污染區塊整治。
4.	本計畫所研發之技術應可應用於現地實場，故若能與光學檢測技術結合，將可作為相輔相成之技術。

表 24 中長程建議意見及未來或後續執行建議

項次	建議意見
1.	建議針對我國養殖池及近海河口底泥進行長期採樣檢測、監測、風險評估、復育與整治，並建立全國資料庫。
2.	建議針對底泥模場試驗計畫考慮給予多年期計畫之申請，以獲得較為充分有效之資料。

參考文獻

1. (a) Cornelissen, G.; Gustafsson, Ö., Importance of Unburned Coal Carbon, Black Carbon, and Amorphous Organic Carbon to Phenanthrene Sorption in Sediments. *Environmental Science & Technology* 2004, 39 (3), 764-769; (b) Cornelissen, G.; Gustafsson, Ö., Sorption of Phenanthrene to Environmental Black Carbon in Sediment with and without Organic Matter and Native Sorbates. *Environmental Science & Technology* 2003, 38 (1), 148-155.
2. Cornelissen, G.; Gustafsson, Ö.; Bucheli, T. D.; Jonker, M. T. O.; Koelmans, A. A.; van Noort, P. C. M., Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environmental Science & Technology* 2005, 39 (18), 6881-6895.
3. (a) Jafari, F.; Yang, D.; Douglas, W. S.; Maher, A., In-Situ Solidification of River Sediments Using Cement Deep Soil Mixing (CDSM). In *GeoCongress 2006*, pp 1-7; (b) Akcil, A.; Erust, C.; Ozdemiroglu, S.; Fonti, V.; Beolchini, F., A Review of Approaches and Techniques Used in Aquatic Contaminated Sediments: Metal Removal and Stabilization by Chemical and Biotechnological Processes. *Journal of Cleaner Production* (0).
4. (a) General Electric Company *ENVIRONMENTAL DREDGING: An Evaluation of Its Effectiveness in Controlling Risks*; General Electric Company Corporate Environmental Programs: Albany, New York, 2000; p 98; (b) National Research Council, *Sediment Dredging at Superfund Megsites: Assessing the Effectiveness*. The National Academies Press: 2007.
5. Millward, R. N.; Bridges, T. S.; Ghosh, U.; Zimmerman, J. R.; Luthy, R. G., Addition of Activated Carbon to Sediments to Reduce PCB Bioaccumulation by a Polychaete (*Neanthes arenaceodentata*) and an Amphipod (*Leptocheirus plumulosus*). *Environmental Science & Technology* 2005, 39 (8), 2880-2887.
6. (a) Beckingham, B.; Ghosh, U., Field-Scale Reduction of PCB Bioavailability with Activated Carbon Amendment to River Sediments. *Environmental Science & Technology* 2011, 45 (24), 10567-10574; (b) Kupryianchyk, D.; Noori, A.; Rakowska, M. I.; Grotenhuis, J. T. C.; Koelmans, A. A., Bioturbation and Dissolved Organic Matter Enhance Contaminant Fluxes from Sediment Treated with Powdered and Granular Activated Carbon. *Environmental Science & Technology* 2013, 47 (10), 5092-5100.
7. Gummadi, S. N.; Panda, T., Purification and biochemical properties of microbial pectinases—a review. *Process Biochemistry* 2003, 38 (7), 987-996.
8. (a) Adriaens, P.; Li, M. Y.; Michalak, A. M., Scaling Methods of Sediment Bioremediation Processes and Applications. *Engineering in Life Sciences* 2006, 6 (3), 217-227; (b) Perelo, L. W., Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *Journal of Hazardous Materials* 2010, 177 (1-3), 81-89.
9. Köthe, H., Existing sediment management guidelines: an overview. *Journal of Soils and Sediments* 2003, 3 (3), 139-143.
10. (a) Burgess, R. M.; Perron, M. M.; Friedman, C. L.; Suuberg, E. M.; Pennell, K. G.; Cantwell, M. G.; Pelletier, M. C.; Ho, K. T.; Serbst, J. R.; Ryba, S. A., Evaluation of the effects of coal fly ash amendments on the toxicity of a contaminated marine sediment. *Environmental toxicology and chemistry* 2009, 28 (1), 26-35; (b) Jonker,

- M. T. O.; Suijkerbuijk, M. P. W.; Schmitt, H.; Sinnige, T. L., Ecotoxicological Effects of Activated Carbon Addition to Sediments. *Environmental Science & Technology* 2009, 43 (15), 5959-5966.
11. Çeçen, F., Activated Carbon. In *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, John Wiley & Sons, Inc.: 2000.
12. (a) Dąbrowski, A.; Podkościelny, P.; Hubicki, Z.; Barczak, M., Adsorption of phenolic compounds by activated carbon—a critical review. *Chemosphere* 2005, 58 (8), 1049-1070; (b) Dias, J. M.; Alvim-Ferraz, M. C. M.; Almeida, M. F.; Rivera-Utrilla, J.; Sánchez-Polo, M., Waste materials for activated carbon preparation and its use in aqueous-phase treatment: A review. *Journal of Environmental Management* 2007, 85 (4), 833-846; (c) Yin, C. Y.; Aroua, M. K.; Daud, W. M. A. W., Review of modifications of activated carbon for enhancing contaminant uptakes from aqueous solutions. *Separation and Purification Technology* 2007, 52 (3), 403-415; (d) Marsh, H., *Activated carbon* Elsevier: London 2006.
13. Ghosh, U.; Gillette, J. S.; Luthy, R. G.; Zare, R. N., Microscale Location, Characterization, and Association of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Harbor Sediment Particles. *Environmental Science & Technology* 2000, 34 (9), 1729-1736.
14. Accardi-Dey, A.; Gschwend, P. M., Reinterpreting Literature Sorption Data Considering both Absorption into Organic Carbon and Adsorption onto Black Carbon. *Environmental Science & Technology* 2002, 37 (1), 99-106.
15. (a) Jonker, M. T. O.; Koelmans, A. A., Polyoxymethylene Solid Phase Extraction as a Partitioning Method for Hydrophobic Organic Chemicals in Sediment and Soot. *Environmental Science & Technology* 2001, 35 (18), 3742-3748; (b) Bucheli, T. D.; Gustafsson, Ö., Soot sorption of non-ortho and ortho substituted PCBs. *Chemosphere* 2003, 53 (5), 515-522.
16. Cho, Y.-M.; Ghosh, U.; Kennedy, A. J.; Grossman, A.; Ray, G.; Tomaszewski, J. E.; Smithenry, D. W.; Bridges, T. S.; Luthy, R. G., Field Application of Activated Carbon Amendment for In-Situ Stabilization of Polychlorinated Biphenyls in Marine Sediment. *Environmental Science & Technology* 2009, 43 (10), 3815-3823.
17. Cornelissen, G.; Elmquist Kruså, M.; Breedveld, G. D.; Eek, E.; Oen, A. M. P.; Arp, H. P. H.; Raymond, C.; Samuelsson, G.; Hedman, J. E.; Stokland, Ø.; Gunnarsson, J. S., Remediation of Contaminated Marine Sediment Using Thin-Layer Capping with Activated Carbon—A Field Experiment in Trondheim Harbor, Norway. *Environmental Science & Technology* 2011, 45 (14), 6110-6116.
18. Cornelissen, G.; Amstaetter, K.; Hauge, A.; Schaanning, M.; Beylich, B.; Gunnarsson, J. S.; Breedveld, G. D.; Oen, A. M. P.; Eek, E., Large-Scale Field Study on Thin-Layer Capping of Marine PCDD/F-Contaminated Sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical Effects. *Environmental Science & Technology* 2012, 46 (21), 12030-12037.
19. Ghosh, U.; Luthy, R. G.; Cornelissen, G.; Werner, D.; Menzie, C. A., In-situ Sorbent Amendments: A New Direction in Contaminated Sediment Management. *Environmental Science & Technology* 2011, 45 (4), 1163-1168.
20. Gomez-Eyles, J. L.; Yupanqui, C.; Beckingham, B.; Riedel, G.; Gilmour, C.; Ghosh, U., Evaluation of Biochars and Activated Carbons for In Situ Remediation Of Sediments Impacted With Organics, Mercury, And Methylmercury. *Environmental Science & Technology* 2013, 47 (23), 13721-13729.

21. Janssen, E. M. L.; Beckingham, B. A., Biological Responses to Activated Carbon Amendments in Sediment Remediation. *Environmental Science & Technology* 2013, 47 (14), 7595-7607.
22. Nybom, I.; Werner, D.; Leppänen, M. T.; Siavalas, G.; Christanis, K.; Karapanagioti, H. K.; Kukkonen, J. V. K.; Akkanen, J., Responses of *Lumbricus variegatus* to Activated Carbon Amendments in Uncontaminated Sediments. *Environmental Science & Technology* 2012, 46 (23), 12895-12903.
23. (a) Callaway, R. M.; Aschehoug, E. T., Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. *Science* 2000, 290 (5491), 521-523; (b) Wurst, S.; Vender, V.; Rillig, M., Testing for allelopathic effects in plant competition: does activated carbon disrupt plant symbioses? *Plant Ecol* 2010, 211 (1), 19-26.
24. Jonker, M. T. O.; van Mourik, L., Exceptionally strong sorption of infochemicals to activated carbon reduces their bioavailability to fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2014, 33 (3), 493-499.
25. (a) Bakhaeva, L. P.; Vasilyeva, G. K.; Surovtseva, E. G.; Mukhin, V. M., Microbial Degradation of 3,4-Dichloroaniline Sorbed by Activated Carbon. *Microbiology* 2001, 70 (3), 277-284; (b) Yang, Y.; Hunter, W.; Tao, S.; Crowley, D.; Gan, J., Effect of Activated Carbon on Microbial Bioavailability of Phenanthrene in Soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2009, 28 (11), 2283-2288; (c) Zhang, W.-x.; Bouwer, E. J.; Ball, W. P., Bioavailability of Hydrophobic Organic Contaminants: Effects and Implications of Sorption-Related Mass Transfer on Bioremediation. *Ground Water Monitoring & Remediation* 1998, 18 (1), 126-138.
26. (a) Castro, C. S.; Guerreiro, M. C.; Gonçalves, M.; Oliveira, L. C. A.; Anastácio, A. S., Activated carbon/iron oxide composites for the removal of atrazine from aqueous medium. *Journal of Hazardous Materials* 2009, 164 (2-3), 609-614; (b) Oliveira, L. C. A.; Rios, R. V. R. A.; Fabris, J. D.; Garg, V.; Sapag, K.; Lago, R. M., Activated carbon/iron oxide magnetic composites for the adsorption of contaminants in water. *Carbon* 2002, 40 (12), 2177-2183; (c) Yang, N.; Zhu, S.; Zhang, D.; Xu, S., Synthesis and properties of magnetic Fe₃O₄-activated carbon nanocomposite particles for dye removal. *Materials Letters* 2008, 62 (4-5), 645-647.
27. Kita, D.; Kubo, H., Several solidified sediment examples. In *The 7th U.S./Japan Experts Meeting: Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances*, U.S. Army Corps of Engineers, Water Resource Support Center,, Ed. New York City, U.S.A. , 1983; pp 192-210.
28. Jafari, F.; Yang, D.; Douglas, W. S.; Maher, A., In-Situ Solidification of River Sediments Using Cement Deep Soil Mixing (CDSM). In *GeoCongress 2006*, 2006; pp 1-7.
29. Wareham, D.; Mackechnie, J., Solidification of New Zealand Harbor Sediments Using Cementitious Materials. *Journal of Materials in Civil Engineering* 2006, 18 (2), 311-315.
30. Cullinane, M. J.; Jones, L. W.; Malone, P. G. *Handbook for stabilization/solidification of hazardous waste*; Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Cincinnati, OH: 1986.
31. U.S. Environmental Protection Agency *ARCS Remediation Guidance Document*; Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.: 1994.

32. (a) Whitaker, J. R., Determination of Molecular Weights of Proteins by Gel Filtration of Sephadex. *Analytical Chemistry* 1963, 35 (12), 1950-1953; (b) Al-Mashikhi, S. A.; Nakai, S., Isolation of Bovine Immunoglobulins and Lactoferrin from Whey Proteins by Gel Filtration Techniques. *Journal of Dairy Science* 1987, 70 (12), 2486-2492.
33. Unknown Gel Filtration Chromatography.
<http://www.sigmaaldrich.com/life-science/proteomics/protein-chromatography/gel-filtration-chromatography.html> (accessed Aug. 28, 2014).
34. Shrestha, U. T. Gel filtration.
<http://upendrats.blogspot.tw/2013/05/gel-filtration.html> (accessed August 27).
35. Chang, S.-C.; Yu, Y.-H.; Li, C.-H.; Wu, C.-C.; Lei, H.-Y., Highly Efficient Arsenic Removal Using a Composite of Ultrafine Magnetite Nanoparticles Interlinked by Silane Coupling Agents. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2012, 9 (10), 3711-3723.
36. Siouffi, A. M., Silica gel-based monoliths prepared by the sol-gel method: facts and figures. *Journal of Chromatography A* 2003, 1000 (1-2), 801-818.
37. (a) El-Naas, M. H.; Al-Muhtaseb, S. A.; Makhlof, S., Biodegradation of phenol by *Pseudomonas putida* immobilized in polyvinyl alcohol (PVA) gel. *Journal of Hazardous Materials* 2009, 164 (2-3), 720-725; (b) Chen, K.-C.; Wu, J.-Y.; Huang, C.-C.; Liang, Y.-M.; Hwang, S.-C. J., Decolorization of azo dye using PVA-immobilized microorganisms. *Journal of Biotechnology* 2003, 101 (3), 241-252; (c) Pattanapitpaisal, P.; Brown, N. L.; Macaskie, L. E., Chromate reduction by *Microbacterium liquefaciens* immobilised in polyvinyl alcohol. *Biotechnology Letters* 2001, 23 (1), 61-65.
38. Lee, K. Y.; Mooney, D. J., Hydrogels for Tissue Engineering. *Chemical Reviews* 2001, 101 (7), 1869-1880.
39. Baker, M. I.; Walsh, S. P.; Schwartz, Z.; Boyan, B. D., A review of polyvinyl alcohol and its uses in cartilage and orthopedic applications. *Journal of Biomedical Materials Research Part B: Applied Biomaterials* 2012, 100B (5), 1451-1457.
40. (a) Sun, X.; Ghosh, U., PCB Bioavailability Control in *Lumbriculus Variegatus* through Different Modes of Activated Carbon Addition to Sediments. *Environmental Science & Technology* 2007, 41 (13), 4774-4780; (b) Werner, D.; Ghosh, U.; Luthy, R. G., Modeling Polychlorinated Biphenyl Mass Transfer after Amendment of Contaminated Sediment with Activated Carbon. *Environmental Science & Technology* 2006, 40 (13), 4211-4218.
41. Mulligan, C. N.; Fukue, M.; Sato, Y., *Sediment contamination and sustainable remediation*. Taylor & Francis Group. LLC: London, UK, 2010.
42. (a) Neesse, T.; Dueck, J.; Minkov, L., Separation of finest particles in hydrocyclones. *Minerals Engineering* 2004, 17 (5), 689-696; (b) Liu, P. K.; Chu, L. Y.; Wang, J.; Yu, Y. F., Enhancement of Hydrocyclone Classification Efficiency for Fine Particles by Introducing a Volute Chamber with a Pre-Sedimentation Function. *Chemical Engineering & Technology* 2008, 31 (3), 474-478.
43. 林佳燕; 蔡義誌; 林俐玲, 土壤粒徑分析實驗方法之比較. *水土保持學報* 2009, 41 (2), 139-152.
44. (a) Ishizaki, C.; Martí, I., Surface oxide structures on a commercial activated carbon. *Carbon* 1981, 19 (6), 409-412; (b) Chang, S. C. Rapid Detection and Enumeration of Mycobacteria in Metalworking Fluids: Technology Development and Validation. University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, 2005; (c) Chang, S.

- C.; Anderson, T. I.; Bahrman, S. E.; Gruden, C. L.; Khijniak, A. I.; Adriaens, P., Comparing recovering efficiency of immunomagnetic separation and centrifugation of mycobacteria in metalworking fluids. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 2005, 32 (11-12), 629-638.
45. 凌慧紋. 以生物淋溶法處理受重金屬污染之河川底泥過程中底泥物化因子的變化. 碩士論文, 嘉南藥理科技大學, 台南, 台灣, 2004.
46. Unknown PVA gel bioreactor.
<http://www.kuraray-aqua.co.jp/en/product/pvagel.html> (accessed August 28).
47. Yavuz, C. T.; Mayo, J. T.; Yu, W. W.; Prakash, A.; Falkner, J. C.; Yean, S.; Cong, L.; Shipley, H. J.; Kan, A.; Tomson, M.; Natelson, D.; Colvin, V. L., Low-field magnetic separation of monodisperse Fe₃O₄ nanocrystals. *Science* 2006, 314 (5801), 964-967.
48. Ho, Y. S.; McKay, G., Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry* 1999, 34 (5), 451-465.
49. 王一雄. 台灣河川底泥中多氯聯苯汙染變遷之研究; 國立台灣大學: 台北, 台灣, 2000.
50. 錢紀銘; 萬孟瑋; 黃漢哲; 郭馨文; 陳意銘, 二仁溪底泥多氯聯苯汙染分佈之研究. *嘉南學報* 2006, 32, 54-63.
51. McLaughlin, D. F.; Dighe, S. V.; Keairns, D. L.; Ulerich, N. H. In *Decontamination and beneficial reuse of dredged estuarine sediment: the Westinghouse plasma vitrification process*, Proceedings of the Western Dredging Association 19th Technical Conference and 31st Texas A&M Dredging Seminar, Louisville, Kentucky, 16-18 May, 1999; Randall, R. E., Ed. Louisville, Kentucky, 1999.
52. Hutzinger, O.; Choudhry, G. G.; Chittim, B. G.; Johnston, L. E., Formation of polychlorinated dibenzofurans and dioxins during combustion, electrical equipment fires and PCB incineration. *Environmental Health Perspectives* 1985, 60, 3-9.
53. Tsai, S.-L.; Lin, C.-W.; Wu, C.-H.; Shen, C.-M., Kinetics of xenobiotic biodegradation by the *Pseudomonas* sp. YATO411 strain in suspension and cell-immobilized beads. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 2013, 44 (2), 303-309.
54. Zhang, H. T.; Dai, X. Y.; Feng, J. C.; Hu, L. L., Preliminary investigation on real-time induction heating-assisted underwater wet welding. *Welding Journal* 2015, 95 (1), 9-15.

附 錄

現地底泥整治技術研發－磁性活性炭吸附移除、電磁感熱玻璃化與粒徑分離技術研究

(空白頁)

附錄一 二仁溪沿岸底泥中 16 種 PAHs 與重金屬之檢測原始資料

底泥中 16 種 PAHs 原始數據 (mg/kg)

多環芳香烴	環數	五空橋	永寧橋	匯流處
Naphthalene	2	ND	ND	ND
Acenaphthylene	3	0.06	0.32	0.35
Aceaphthene	3	1.66	2.73	2.25
Fluorene	3	0.21	1.13	4.41
Phenanthrene	3	0.23	0.80	1.90
Anthracene	3	0.04	0.58	1.98
Fluoranthene	4	0.44	1.13	9.92
Pyrene	4	0.11	0.53	6.28
Benzo(a)anthracene	4	0.40	2.18	2.67
Chrysene	4	0.70	0.68	13.49
Benzo(b)fluoranthene	5	0.78	12.89	11.26
Benzo(k)fluoranthene	5	0.35	5.66	26.34
Benzo(a)pyrene	5	0.56	16.38	8.46
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	6	0.19	5.86	2.92
Dibenzo(a,h)anthracene	6	0.31	7.70	4.03
Benzo(g,h,i)perylene	6	0.27	6.73	13.07

底泥重金屬檢測結果(單位:mg/kg)

重金屬	五空橋	永寧橋	匯流處
砷 (As)	ND	2.46	1.38
鎘 (Cd)	ND	ND	ND
鉻 (Cr)	208.68	347.71	354.56
銅 (Cu)	77.73	436.16	445.70
汞 (Hg)	ND	ND	ND
鎳 (Ni)	58.59	160.39	162.89
鉛 (Pb)	49.94	102.40	103.98
鋅 (Zn)	281.06	825.91	888.51

(空白頁)

附錄二 磁性活性碳吸附後重金屬檢測之原始數據

(單位: $\mu\text{g/L}$)

1.0 mg/L	重金屬	0 分鐘	15 分鐘	30 分鐘	60 分鐘	120 分鐘	240 分鐘
1	Hg	1011	662.9	614.9	670.8	600.9	664.7
	As	1051	368.5	257.1	167.6	135.2	18.67
	Zn	1204	1070	1097	1100	1095	1155
	Cu	1228	1100	1131	1109	1090	1114
	Ni	1096	1053	1097	1068	1054	1082
	Cr	1069	1035	1074	1059	1042	1055
	Cd	1045	1018	1037	1030	1013	1020
	Pb	1128	983.8	999.8	988.2	985.5	1023
2	Hg	1011	639.6	707.9	641.9	666.3	752
	As	1051	142	65.46	58.17	60.69	98.29
	Zn	1204	1189	1222	1186	1142	1194
	Cu	1228	1180	1197	1179	1122	1173
	Ni	1096	1136	1118	1122	1102	1169
	Cr	1069	1100	1114	1104	1078	1074
	Cd	1045	1066	1092	1071	1043	1054
	Pb	1128	1011	995.5	1015	1001	1038
3	Hg	1011	870.2	810.6	730.3	477.1	949.2
	As	1051	146.3	120.9	79.69	97.48	44.44
	Zn	1204	1161	1177	1153	1095	1137
	Cu	1228	1155	1166	1134	1061	1118
	Ni	1096	1131	1132	1102	1042	1095
	Cr	1069	1077	1107	1088	1013	1079
	Cd	1045	1070	1093	1068	992.8	1031
	Pb	1128	1019	1030	993.5	955.6	980.3

0.1 mg/L	重金屬	0 分鐘	15 分鐘	30 分鐘	60 分鐘	120 分鐘	240 分鐘
1	Hg	156.3	48.24	23.82	13.12	8.56	5.918
	As	95.16	ND	ND	ND	ND	ND
	Zn	108.4	120.9	124.7	126	176.1	129.6
	Cu	122	130	131.2	128.8	129.8	127.9
	Ni	109.6	108.3	129.1	117.4	101.4	118.1
	Cr	118.4	118.5	118	118.2	116.4	114.9
	Cd	111.8	108.8	110.3	108.6	108.4	109
	Pb	113.1	89.88	91	87.18	87.89	87.07
2	Hg	156.3	24.12	16.73	15.08	6.607	ND
	As	95.16	ND	ND	ND	ND	ND
	Zn	108.4	125.4	126.8	130	125.7	129.2
	Cu	122	130.5	130.3	132.6	127	127
	Ni	109.6	110.7	107.2	105.1	119.3	118.3
	Cr	118.4	117.6	117.2	117.1	114.9	113.6
	Cd	111.8	108.7	108	110.1	106.9	107.7
	Pb	113.1	89.82	88.52	88.23	86.49	85.9
3	Hg	156.3	30.82	21.09	14.02	5.358	10.35
	As	95.16	ND	ND	ND	ND	ND
	Zn	108.4	127.4	122.9	124.7	122.4	130.7
	Cu	122	133.4	129.4	131.7	130.6	134
	Ni	109.6	128.7	137	102.3	145	116.1
	Cr	118.4	118.2	118	116.5	114.7	114.9
	Cd	111.8	109.1	110.8	109.6	108	110.7
	Pb	113.1	87.54	86.62	85.83	85.37	84.43

0.05 mg/L	重金屬	0 分鐘	15 分鐘	30 分鐘	60 分鐘	120 分鐘	240 分鐘
1	Hg	68.08	10.68		ND	ND	ND
	As	52.61	ND		ND	ND	ND
	Zn	52.96	66.39		74.29	71.25	81.56
	Cu	59.97	65.49		66.21	64.83	65.89
	Ni	54.5	51.7	--	42.6	57.1	50.4
	Cr	57.93	53.92		53.29	50.63	47.25
	Cd	56.06	54.57		53.61	54.48	53.58
	Pb	57.12	35.44		35.67	34.76	31.61
2	Hg	68.08	ND	ND	ND	ND	ND
	As	52.61	ND	ND	ND	ND	ND
	Zn	52.96	67.52	68.12	70.49	77.54	79.45
	Cu	59.97	68.07	69.14	67.27	66.94	66.46
	Ni	54.5	46.6	56.2	57.1	54.8	50.4
	Cr	57.93	53.96	53.71	53.54	50.41	45.92
	Cd	56.06	54.39	54.05	53.88	54.34	53.95
	Pb	57.12	36.49	34.93	34.32	32.55	30.22
3	Hg	68.08	ND	ND	ND	ND	ND
	As	52.61	ND	ND	ND	ND	ND
	Zn	52.96	64.62	67.32	70.5	73.48	88.87
	Cu	59.97	64.91	66.91	65.65	66.05	66.68
	Ni	54.5	54.9	52.2	54.3	56.8	57.4
	Cr	57.93	54.95	55.11	54.27	51.4	48.63
	Cd	56.06	54.86	54.84	54.32	55.07	54.08
	Pb	57.12	36.05	37.31	35.94	34.27	33.34

(空白頁)

附錄三 底泥玻璃化溶出實驗後重金屬檢測之原始數據

單位：μg/L

種類	鐵砂比例						
	0%	5%	10%	20%	25%	33%	60%
砷 (As)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
鎘 (Cd)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
鉻 (Cr)	4.1	4.3	4.7	3.6	3.4	4.4	3.4
銅 (Cu)	53	0	0	0	0	0	0
汞 (Hg)	ND	ND	36	27	21	17	ND
鎳 (Ni)	95	64	66	36	36	25	15
鉛 (Pb)	18	20	20	20	21	20	20
鋅 (Zn)	283	290	219	252	195	206	194

(空白頁)

附錄四 本計畫之品保品管作業程序

本研究依據環境檢驗品質管制指引通則 (NIEA-PA101)，進行底泥採樣作業品保品管及污染物內部分析品保品管，且確保樣品取樣、分析流程之精密度及準確度。

一、採樣作業品保品管

本試驗之採集樣品保存作業，以環境樣品採集及保存作業指引 (NIEA-PA102) 為基礎進行建立，於採集底泥樣品同時，進行製作現場空白樣品、運送空白樣品、設備空白樣品之採集動作，詳細說明如下：

- (1) 現場空白樣品 (Field blank sample)：以酸洗過後之石英砂作為無待測物之空白底泥樣品，裝於採樣用之棕色玻璃瓶中並蓋緊密封，攜至採樣現場，在現場開封並模擬採樣過程，但未實際進行採樣，並加以密封；與待測樣品一同攜回實驗室進行分析。
- (2) 運送空白樣品 (Trip blank sample)：以酸洗過後之石英砂作為空白之底泥樣品，裝於採樣用之棕色玻璃瓶中並蓋緊密封，攜至採樣現場，但在現場並不開封，直接與待測樣品一同攜回實驗室進行分析。
- (3) 設備空白樣品 (Equipment blank sample)：將現場使用過後之採樣設備及器皿，先行去除殘留於設備上之底泥，並以不含待測物之溶劑（丙酮與甲醇）個別進行淋洗取樣設備，清洗後以去離子水淋洗設備三次，並收集最終淋洗之去離子水溶液做為設備空白樣品。

而底泥取樣方式乃參照底泥採樣方法 (NIEA S104.31B)，其採樣器具於使用前以丙酮及甲醇進行潤洗，最後以去離子水洗淨並自然風乾；依據建議最少樣品量進行採集，以玻璃材質器皿盛裝底泥，於 $4\pm 2^{\circ}\text{C}$ 暗處下，進行保存、

運送樣品；並於污染物指定保存期限內（採樣後 14 天內進行萃取、40 天內完成萃取至分析部分）完成污染物分析。

二、內部分析品保品管

攜回實驗室之樣品，本試驗以丙酮與正己烷進行高壓溶劑萃取-快速萃取儀（Speed Extractor E-916, BUCHI）萃取，經由濃縮後依據多 NIEA 方法進行干擾物之淨化流程（濃硫酸、銅粉及酸性矽膠管柱）進行淨化。此外，依據環境檢驗檢量線製備及查核指引（NIEA-PA103）進行污染物之檢量線建立；並以標準樣品做為標準品，依環境檢驗品管分析執行指引（NIEA-PA104）進行分析方法之方法空白樣品分析、重複樣品分析、查核樣品分析及添加樣品分析，詳如下述說明：

- (1) 檢量線建立：本研究針對污染物進行檢測，其檢量線以直線模式通過原點校正，線性關係之檢量線。
- (2) 方法空白樣品分析 (Method blank sample)：現地底泥樣品，執行一個空白分析；用以監測分析流程有無遭受污染，與分析樣品一同進行萃取、分析；於本實驗中僅添加回收標準品，測試樣品是否有遭受污染。
- (3) 重複樣品分析 (Duplicate analysis)：現地底泥樣品每 20 個樣品，進行一次重複分析；選取一個樣品進行重複樣品萃取、分析，測定相對差異百分比。
- (4) 查核樣品分析 (Quality check sample)：現地底泥樣品每 10 個樣品，執行一個查核分析，僅添加已知濃度之污染物及回收標準品，測定於萃取及分析中查核濃度是否與待測物濃度相當。
- (5) 添加樣品分析 (Spike sample)：現地底泥樣品每 10 個樣品，執行一個添加樣品分析，為添加原樣品中待測濃度之 1-5 倍，由於為未知樣品，因此以背景值之 1-5 倍作為添加濃度，一同進行萃取、分析

